



Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
w Warszawie
Instytut Inżynierii Środowiska

Piotr Archiciński

Wpływ roślinności spontanicznej nieużytków miejskich na wartość regulacyjnych usług ekosystemowych

Influence of spontaneous vegetation in urban wastelands on the
value of regulatory ecosystem services

Rozprawa doktorska

Doctoral thesis

Rozprawa doktorska wykonana pod kierunkiem
dr hab. Piotr Sikorski, prof. SGGW
Katedra Kształtowania Środowiska i Teledetekcji

Promotor pomocniczy
dr hab. Daria Sikorska, prof. SGGW
Centrum Badań Klimatu

Warszawa rok 2025

Oświadczenie promotora rozprawy doktorskiej

Oświadczam, że niniejsza rozprawa została przygotowana pod moim kierunkiem i stwierdzam, że spełnia warunki do przedstawienia jej w postępowaniu o nadanie stopnia naukowego doktora.

Data 21.10.2025

Czytelny podpis promotora.....

Sikorski Piotr

Oświadczenie autora rozprawy doktorskiej

Świadom/a odpowiedzialności prawnej, w tym odpowiedzialności karnej za złożenie fałszywego oświadczenia, oświadczam, że niniejsza rozprawa doktorska została napisana przeze mnie samodzielnie i nie zawiera treści uzyskanych w sposób niezgodny z obowiązującymi przepisami prawa, w szczególności z ustawą z dnia 4 lutego 1994 r. o prawie autorskim i prawach pokrewnych (tj. z dnia 28 października 2022 r., Dz.U. z 2022 r. poz. 2509 ze zm.)

Oświadczam, że przedstawiona rozprawa nie była wcześniej podstawą żadnej procedury związanej z uzyskaniem stopnia naukowego doktora.

Oświadczam ponadto, że niniejsza wersja rozprawy jest identyczna z załączoną wersją elektroniczną.

Przyjmuję do wiadomości, że rozprawa doktorska poddana zostanie procedurze antyplagiatowej.

Data 21.10.2025

Czytelny podpis autora rozprawy

Piotr Anclianin

Spis treści

Streszczenie	7
1. Wstęp.....	11
1.1. Definicja nieużytku miejskiego.....	12
1.2. Roślinność nieużytków miejskich.....	13
2. Cel i pytania badawcze.....	14
3. Metodyka badań.....	16
3.1. Obszar badań.....	17
3.1.1. Gradient – obszary zurbanizowane i pozamiejskie	17
3.1.2. Obszar Warszawy.....	18
3.1.3. Miasta w Polsce.....	19
3.2. Badania terenowe i kameralne	20
3.2.1. Identyfikacja nieużytków miejskich z wykorzystaniem metod teledetekcyjnych.....	20
3.2.2. Struktura roślinności, różnorodność florystyczna i regulacyjne usługi ekosystemowe nieużytków miejskich	21
3.2.3. Czynniki kształtujące roślinność nieużytków miejskich.....	22
3.2.4. Roślinność nieużytków miejskich w dokumentach planistycznych miast	23
4. Wyniki.....	23
4.1. Identyfikacja nieużytków miejskich z wykorzystaniem metod teledetekcyjnych.....	23
4.2. Struktura roślinności, różnorodność florystyczna i regulacyjne usługi ekosystemowe nieużytków miejskich	26
4.3. Czynniki kształtujące roślinność nieużytków miejskich.....	30
4.4. Roślinność nieużytków miejskich w dokumentach planistycznych miast	31
5. Dyskusja.....	33
5.1. Identyfikacja nieużytków miejskich z wykorzystaniem metod teledetekcyjnych.....	33
5.2. Struktura roślinności, różnorodność florystyczna i regulacyjne usługi ekosystemowe nieużytków miejskich	34
5.3. Czynniki kształtujące roślinność nieużytków miejskich.....	35
5.4. Roślinność nieużytków miejskich w dokumentach planistycznych miast	36
6. Podsumowanie	38
7. Literatura.....	39
8. Publikacje naukowe.....	47
8.1. Artykuł I.....	47
8.2. Artykuł II.....	59
8.3. Artykuł III	81
8.4. Artykuł IV	109
8.5. Artykuł V	133
9. Oświadczenia współautorów	143

Streszczenie

Nieżytki miejskie stanowią istotną część zielonej infrastruktury miast, zajmując nawet kilkanaście procent powierzchni aglomeracji miejskiej. W Warszawie i Łodzi zajmują odpowiednio 17% i 10,6% powierzchni, co stanowi obszar 5-6 razy większy niż łączna powierzchnia parków i skwerów w tych miastach. Spontaniczna roślinność nieużytków miejskich, rozwijająca się przy minimalnej ingerencji człowieka, obejmuje zróżnicowane typy zbiorowisk o odmiennej jakości ekologicznej, świadczące różny zakres usług ekosystemowych. Ich identyfikacja oraz uwzględnienie w planowaniu przestrzennym są kluczowe zarówno dla zapewnienia mieszkańcom dostępu do przyrody, jak i dla skutecznego zarządzania bioróżnorodnością oraz usługami ekosystemowymi w miastach. Punktem wyjścia niniejszej rozprawy było zastosowanie technik teledetekcyjnych, umożliwiających precyzyjne mapowanie roślinności nieużytków miejskich oraz określenie ich struktury i jakości ekologicznej (w tym bioróżnorodności). Przeprowadzono identyfikację świadczonych przez nie usług ekosystemowych oraz ocenę stopnia, w jakim typy roślinności i jej struktura znajdują odzwierciedlenie w obowiązujących dokumentach planistycznych.

Uzyskane wyniki wskazują na wysoki potencjał wysokorozdzielczych technik teledetekcyjnych w identyfikacji roślinności i jej struktury omawianych terenów. Przy zastosowaniu kombinacji danych LiDAR, RGB i obrazowania multispektralnego dokładność klasyfikacji przekracza 87,5%. W przypadku detekcji drzewiastych gatunków inwazyjnych dokładność przekracza 75% i w dużym stopniu jest zależna od wieku drzew. Różnorodność florystyczna nieużytków miejskich okazała się przeciętna – na badanych powierzchniach odnotowano średnio 14 gatunków roślin naczyniowych. W sumie w nieużytkach odnotowano 334 gatunków roślin naczyniowych, w tym aż 46 to gatunki rzadkie dla Warszawy. Modele regresji wielorakiej wskazały, że kluczowymi czynnikami kształtującymi roślinność nieużytków są ciągłość siedliskowa, obecność pobliskich pól leśnych oraz wcześniejsze zabudowanie terenu lub wykorzystanie jego jako ogród. Pod względem regulacyjnych usług ekosystemowych ich potencjał okazał się znaczący. Badane zbiorowiska stanowiły istotny komponent zielonej infrastruktury w zakresie pochłaniania pyłów (przy przeciętnym zanieczyszczeniu do 150 kg/ha, a w przypadku lasów robiniowych ponad 250 kg/ha), retencji wody (wszystkie typy zwiększały wilgotność gleby średnio o 44%, a zadrzewienia klonu jesionolistnego nawet

o 250%) oraz efektu wychładzania (przeciętnie o 10% większego niż na trawnikach, a w przypadku lasów robiniowych nawet o 18%).

Zbiorowiska roślinne identyfikowane w granicach miast są często pomijane podczas sporządzania dokumentów planistycznych. W badanych miastach zidentyfikowano 467 typów zbiorowisk, jednak jedynie 211 znalazło odzwierciedlenie w dokumentach planistycznych. Najczęściej uwzględniano siedliska leśne, które stanowiły 62,4% identyfikowanych zbiorowisk, podczas gdy siedliska łąkowe i wodne/szuwarowe znalazły się w zaledwie 42% dokumentów. Najbardziej dokumentowane były siedliska synantropijne, charakterystyczne dla nieużytków miejskich – jedynie 28,4% z nich zostało ujętych w dokumentach planistycznych.

Uzyskane wyniki wskazują na duży potencjał wykorzystania nieużytków miejskich w kontekście inżynierii ekologicznej. Dotychczasowe metody identyfikacji pozwalały jedynie na określenie przybliżonego zasięgu tych terenów, podczas gdy wysokorozdzielcze narzędzia teledetekcyjne umożliwiają identyfikację typów nieużytków i ich struktury. Obszary nieużytków miejskich, w tym zbiorowiska z dominacją inwazyjnych drzew, mogą odgrywać istotną rolę w zachowaniu bioróżnorodności miast i świadczeniu usług ekosystemowych ważnych dla przeciwdziałania skutkom zmian klimatu.

Abstract

Urban wastelands constitute an important part of the green infrastructure of cities, occupying in some cases more than a dozen percent of the urban area. In Warsaw and Łódź they account for 17% and 10.6% of the surface respectively, which is 5–6 times larger than the total area of parks and squares in those cities. The spontaneous vegetation of urban wastelands, developing under minimal human intervention, comprises diverse types of plant communities of varying ecological quality, providing a wide range of ecosystem services. Identifying these areas and including them in spatial planning is crucial both for ensuring residents' access to nature and for the effective management of biodiversity and ecosystem services in cities. The starting point for this dissertation was the application of remote sensing techniques enabling precise mapping of vegetation in urban wastelands and determining their structure and ecological quality (including biodiversity). The study identified the ecosystem services they provide and assessed the extent to which vegetation types and their structure are reflected in current planning documents.

The results obtained indicate a high potential of high-resolution remote sensing techniques for identifying vegetation and its structure in the studied areas. Using a combination of LiDAR, RGB and multispectral imagery, classification accuracy exceeded 87.5%. In the detection of invasive woody species, accuracy surpassed 75% and was largely dependent on tree age. Floristic diversity of urban wastelands proved to be moderate — on the surveyed plots an average of 14 vascular plant species were recorded. In total, 334 vascular plant species were recorded in the wastelands, including as many as 46 species considered rare in Warsaw. Multiple regression models indicated that the key factors shaping the vegetation of wastelands are habitat continuity, the presence of nearby forest patches, and previous development or use of the area as a garden.

In terms of regulatory ecosystem services their potential proved to be significant. The studied communities represented an important component of green infrastructure in particulate matter capture (under average pollution up to 150 kg/ha, and over 250 kg/ha in black locust stands), water retention (all types increased soil moisture by an average of 44%, and ash-leaved maple groves even by 250%), and cooling effect (on average 10% greater than lawns, and up to 18% in black locust stands).

Plant communities identified within city boundaries are often overlooked in planning documents. In the cities studied, 467 types of communities were identified, but only 211 were reflected in planning documents. Forest habitats were most frequently included,

accounting for 62.4% of identified communities, whereas meadow and aquatic/reed habitats appeared in only 42% of documents. Synanthropic habitats, characteristic of urban wastelands, were the least documented — only 28.4% of them were included in planning documents.

The results obtained indicate the great potential of using urban wastelands in the context of ecological engineering. Previous identification methods allowed only for determining the approximate extent of these areas, whereas high-resolution remote sensing tools make it possible to identify types of urban wastelands and their structure. Urban wasteland areas, including communities dominated by invasive trees, may play an important role in maintaining urban biodiversity and providing ecosystem services essential for mitigating the effects of climate change.

1. Wstęp

Postępujące zmiany klimatu negatywnie wpływają na życie w mieście, powodując wzrost temperatur, częstsze fale upałów, spadek jakości powietrza oraz zwiększenie ryzyka powodzi. W związku z powyższym poszukiwane są sposoby łagodzenia tych zmian, a jednym z obiecujących rozwiązań są koncepcje typu: ekologicznie zdrowe miasto, tzw. eco-city (Hulicka, 2023), które zakładają zrównoważone zarządzanie miastami poprzez promowanie zielonej infrastruktury. Aby skutecznie adaptować miasta do tych koncepcji, kluczowe jest posiadanie pełnej wiedzy o zasobach lokalnej zieleni, która odgrywa fundamentalną rolę w budowaniu odporności aglomeracji na zmiany klimatyczne oraz w ich zrównoważonym rozwoju (tzw. sustainable development). Jednym z najliczniejszych, choć często niedocenianych zasobów zieleni miejskiej, są tereny zieleni nieformalnej, które stanowią ponad połowę wszystkich obszarów zieleni miejskiej (Sikorska i in., 2020). Najmniej zbadanym elementem w tej grupie są nieużytki miejskie. Wiadomo, że mogą one pełnić istotne usługi ekosystemowe dla mieszkańców (Li i in., 2014; Mathey i Rößler, 2021), jednak istnieje pilna potrzeba dokładniejszego poznania tych obszarów, co pozwoliłoby na ich odpowiednie włączenie w tzw. zieloną infrastrukturę miast, zwiększając tym samym ich odporność na zmiany klimatyczne oraz poprawiając jakość życia mieszkańców.

Adaptacja obszarów miejskich do zmian klimatu i wdrażanie koncepcji takich jak wspomniane tzw. eco-city wymaga dokładnej, aktualnej identyfikacji zasobów zieleni miejskiej (Brom i in., 2023), aby efektywnie zarządzać nimi i maksymalizować ich usługi ekosystemowe. Kluczowym elementem tego procesu jest zlokalizowanie i oznaczenie wszystkich terenów zieleni, w tym nieużytków miejskich, potencjalnie odgrywających znaczącą rolę w tzw. miejskiej zielonej infrastrukturze. Rozwiązaniem mogą być techniki teledetekcyjne, które w połączeniu z klasycznymi metodami badań terenowych umożliwiają szybkie i precyzyjne inwentaryzowanie obszarów zieleni. Wraz z rosnącym wykorzystaniem teledetekcji do mapowania siedlisk miejskich (Neyns i Canters, 2022), potencjał tych narzędzi staje się coraz większy. Dane teledetekcyjne są już z powodzeniem wykorzystywane do oceny jakości siedlisk (Lakes i Kim, 2012), a ich użyteczność jest szczególnie wysoka w obliczu wysokich kosztów tradycyjnego mapowania. Powyższe wpisuje się w szerszy kontekst miasta inteligentnego (tzw. smart city), gdzie zautomatyzowanie procesu identyfikacji zieleni miejskiej oraz integracja

danych z różnych czujników pomiarowych pozwoli na inteligentne zarządzanie tymi terenami.

1.1. Definicja nieużytku miejskiego

Wedle Słownika Języka Polskiego (Sobol, 2005) nieużytek to teren nienadający się do uprawy. Formalnie termin ten odnosi się do gruntów rolnych, które bez znacznych nakładów pracy i środków nie nadają się do wykorzystania na potrzebę działalności wytwórczej w rolnictwie. W szczególności obejmuje on:

- 1) bagna,
- 2) piaski,
- 3) naturalne utwory fizjograficzne, takie jak: urwiska, strome stoki, uskoki, skały, rumowiska, zapadliska, nisze osuwiskowe, piargi,
- 4) grunty pokryte wodami (Rozporządzenie, 2024).

W przestrzeni miejskiej terminy te są rzadko stosowane. Według danych GUS i EGiB (geoportal.gov.pl, 2024; GUS, 2024) w skali kraju nieużytki w miastach stanowią ok. 1-2% powierzchni gruntów. W większych aglomeracjach, jak Warszawa, Kraków, Łódź, Wrocław nieużytki często obejmują tereny poprzemysłowe, zdegradowane, skażone lub zalewowe. W mniejszych miastach są to opuszczone grunty rolne i tereny o niskiej wartości inwestycyjnej.

W kontekście naukowym i planistycznym nieużytki miejskie stanowią kategorię zieleni nieformalnej, cechującej się minimalnym lub całkowitym brakiem ingerencji człowieka. W literaturze światowej wyróżnia się kilka kategorii z taką zielenią: tzw. brownfield, wasteland, derelict land, czy vacant lot. Według klasyfikacji terenów zieleni zaproponowanej przez Sikorską i współpracowników (2020), w skład nieużytków miejskich wchodzi obszary poprzemysłowe, leśne i nieleśne parcele, a także tereny objęte różnymi formami ustawowej ochrony. Ich wspólną cechą jest występowanie na nich spontanicznej roślinności podlegającej niezaburzonym lub mało zaburzonym procesom sukcesji (czyli naturalnego zastępowania gatunków w czasie). Nieużytki miejskie w takim ujęciu odgrywają ważną rolę w kształtowaniu krajobrazu miejskiego. Przykładowo w Warszawie zajmują 10,6% powierzchni wszystkich terenów zieleni, a w Łodzi – niemal 17%, co znacznie przewyższa udział parków w obu tych miastach – odpowiednio 1,6% i 3,3% (Sikorska i in., 2020).

1.2. Roślinność nieużytków miejskich

W najnowszej literaturze dostrzega się, że roślinność nieużytków miejskich cechuje duża różnorodność florystyczna i fitosocjologiczna (Bonthoux i in., 2014; Machon, 2021). W skład spontanicznych zbiorowisk wchodzi zarówno gatunki ruderalne, jak i obce, które zajmują siedliska silnie przekształcone przez człowieka, regenerujące się przez dłuższy czas, tworzące tzw. ekosystemy nowe (novel ecosystems; Hobbs i in., 2006). Część takiej roślinności stanowi pozostałość po naturalnych siedliskach, tworząc w zwartej tkance miejskiej ostoje bioróżnorodności. Roślinność powierzchni zadrzewionych nieużytków miejskich rozpoznaje się po złożonym składzie gatunkowym drzewostanu i wielowarstwowej strukturze pionowej, o wyraźnie spontanicznym charakterze, złożoną w istotnej części z roślinności synantropijnej. Roślinność nieleśnych nieużytków miejskich wyróżniają zbiorowiska ze znacznym udziałem roślin zielnych i krzewów.

Nieużytki miejskie są dynamicznym elementem krajobrazu miejskiego, którego charakter ulega ciągłym zmianom pod wpływem zarówno czynników naturalnych, jak i antropogenicznych. Działalność człowieka, taka jak usuwanie biomasy czy rozkopywanie i ubijanie gleby, może hamować procesy sukcesji na nieużytkach miejskich (Pruchniewicz, 2017). Z kolei wprowadzanie odpowiednich roślin ma szansę przyspieszać ten proces, wspierając rozwój roślinności spontanicznej (Miyawaki i Golley, 1993).

Pomimo rosnącego zainteresowania integracją tych terenów z tkanką miejską, nieużytki miejskie nadal pozostają słabo zbadane (Gandy, 2013; Muratet i in., 2021). Współczesna literatura dostarcza już jednak danych odnośnie usług ekosystemowych, jakie nieużytki miejskie świadczą dla miast. Dostrzega się ich szczególnie dużą rolę w usługach regulacyjnych (Sikorski i in., 2021) i kulturowych (Gawryszewska i in., 2024; Melon i in., 2024). Ponadto mają one duży potencjał, by pełnić rolę dzikiej przyrody w centrum miast. Zakłada się, że minimalizacja ingerencji człowieka sprzyja naturalnym procesom sukcesji oraz zwiększa bioróżnorodność, jednak w przypadku nieużytków miejskich proces ten może zostać zaburzony przez licznie występujące w nich gatunki obce, w tym inwazyjne, których obecność może znacząco oddziaływać na przebieg naturalnej sukcesji (Pyšek i Richardson, 2010). Wiele z tych gatunków ma zdolność do oddziaływania alleopatycznego (Nasir i in., 2005), lub modyfikowania warunków fizykochemicznych gleby (Jordan i in., 2008), co negatywnie wpływa na konkurencyjność gatunków

rodzimych. Te cechy, w połączeniu ze zdolnością inwazyjnych gatunków obcych do produkcji znacznie większej liczby nasion, wyższą efektywnością kiełkowania i wydajnością fotosyntezy, mogą prowadzić do ich przewagi nad rodzimą florą. Te gatunki w skrajnych przypadkach mogą całkowicie zdominować siedlisko, tworząc monokultury. Jednoczesna obecność licznych czynników zakłócających proces sukcesji sprawia, że kierunek jej przebiegu w obszarze nieużytków miejskich jest trudny do przewidzenia. Z tego powodu kluczowe staje się zrozumienie, jakie skutki niosą ze sobą działania człowieka w takich miejscach. Pozostają pytania: czy podejmowane interwencje są pożądane z perspektywy zachowania i promowania bioróżnorodności, czy bardziej z powodu pełnionych przez nie usług ekosystemowych?

2. Cel i pytania badawcze

Celem rozprawy jest ocena wpływu typów roślinności spontanicznej nieużytków miejskich i jej przestrzennej struktury na wartość świadczonych regulacyjnych usług ekosystemowych.

W związku z powyższym postawione zostały następujące pytania badawcze:

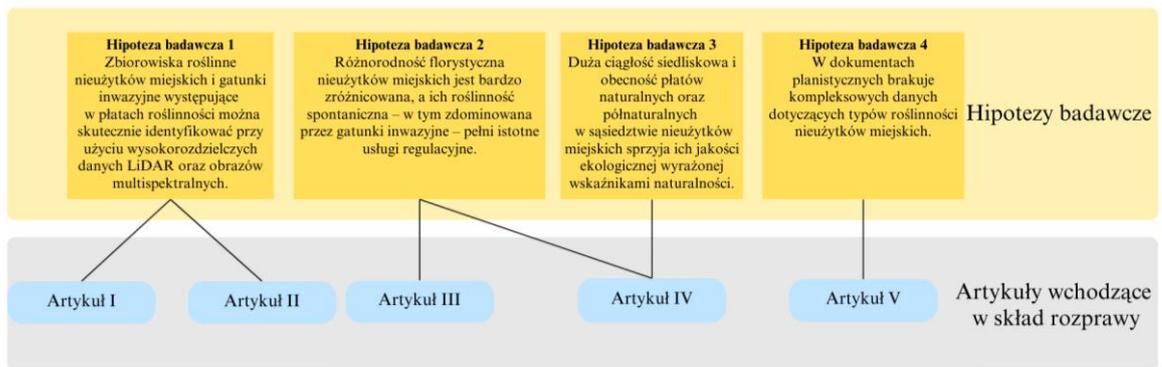
- w jaki sposób przy użyciu metod teledetekcyjnych można identyfikować typy roślinności nieużytków miejskich?
- jaka jest struktura roślinności, jakość ekologiczna wyrażona różnorodnością florystyczną i wielkość świadczonych regulacyjnych usług ekosystemowych nieużytków miejskich?
- jakie czynniki wpływają na jakość ekologiczną nieużytków miejskich, wyrażoną ich różnorodnością florystyczną?
- w jakim stopniu dane dotyczące typów roślinności nieużytków miejskich są odzwierciedlone w dokumentach planistycznych miast?

Na podstawie tych pytań sformułowano główną hipotezę badawczą, zgodnie z którą nieużytki miejskie stanowią istotny element zieleni miejskiej. W toku pracy przyjęto także cztery szczegółowe hipotezy:

- zbiorowiska roślinne nieużytków miejskich i gatunki inwazyjne występujące w płatach roślinności można skutecznie identyfikować przy użyciu wysokorozdzielczych danych LiDAR oraz obrazów multispektralnych,

- różnorodność florystyczna nieużytków miejskich jest bardzo zróżnicowana, a ich roślinność spontaniczna – w tym zdominowana przez gatunki inwazyjne – pełni istotne usługi regulacyjne,
- duża ciągłość siedliskowa i obecność płatów naturalnych oraz półnaturalnych w sąsiedztwie nieużytków miejskich sprzyja ich jakości ekologicznej wyrażonej wskaźnikami naturalności,
- w dokumentach planistycznych brakuje kompleksowych danych dotyczących typów roślinności nieużytków miejskich.

Powyższe hipotezy zostały zweryfikowane w badaniach przedstawionych w następujących artykułach (Ryc. 1):



Rycina 1. Powiązania pomiędzy hipotezami badawczymi, a artykułami wchodzącymi w skład rozprawy doktorskiej.

- I. da Silva, A. R., Demarchi, L., Sikorska, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Józwiak, J. i Chormański, J. (2022). Multi-source remote sensing recognition of plant communities at the reach scale of the Vistula River, Poland. *Ecological Indicators*, 142, 109160. [DOI:10.1016/j.ecolind.2022.109160](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109160), Impact factor: 6,9 MNiSW: 140 pkt.,
- II. Mielczarek, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Ciężkowski, W., Zaniewska, E. i Chormański, J. (2022). The use of an airborne laser scanner for rapid identification of invasive tree species *Acer negundo* in riparian forests. *Remote Sensing*, 15(1), 212. [DOI:10.3390/rs15010212](https://doi.org/10.3390/rs15010212)

Impact factor: 5,0 MNiSW: 100 pkt.,

- III. Archiciński, P., Sikorski, P., Sikorska, D. i Przybysz, A. (2021). Roślinność wieloletnich nieużytków miejskich–systematyka zbiorowisk, ich struktura i pełnione usługi ekosystemowe. *Vegetation of perennial urban wastelands–syntaxonomy, structure and ecosystem services. Przegląd Geograficzny*, 93(3), 341-363. [DOI:10.7163/przg.2021.3.2](https://doi.org/10.7163/przg.2021.3.2),

Impact factor: 0; MNiSW: 70 pkt.,

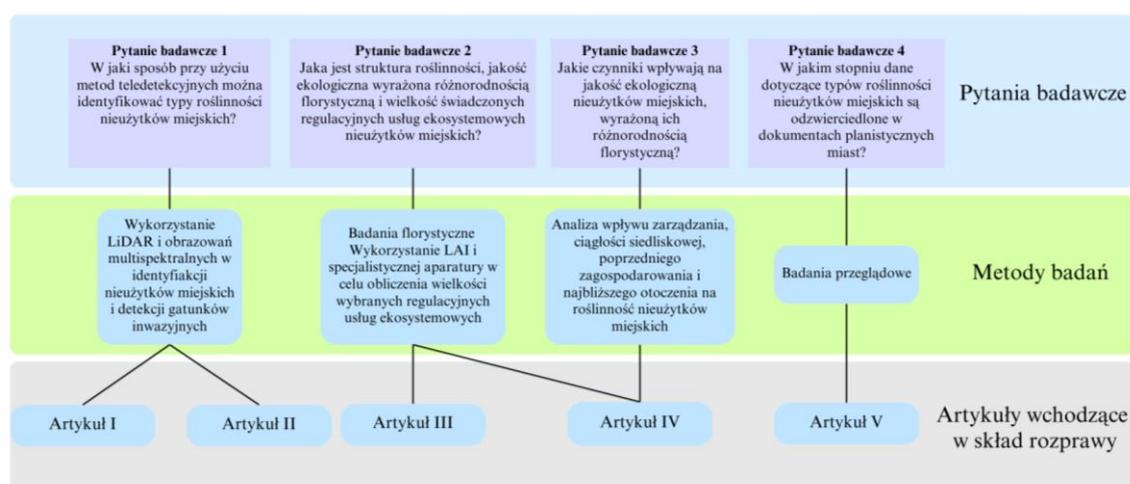
- IV. Archiciński, P., Przybysz, A., Sikorska, D., Wińska-Krysiak, M., Da Silva, A. R. i Sikorski, P. (2024). Conservation Management Practices for Biodiversity Preservation in Urban Informal Green Spaces: Lessons from Central European City. *Land*, 13(6), 764. [DOI:10.3390/land13060764](https://doi.org/10.3390/land13060764),
Impact factor: 3,2; MNiSW: 70 pkt.,

- V. Archiciński, P., Sikorski, P., Hoppa, A., Hopkins, R. J., Vitasovic-Kosic, I. i Sikorska, D. (2024). Between paper and plan: contrasting data on urban habitats in literature with planning documents. *Miscellanea Geographica*, 28(3), 132-139. [DOI:10.2478/mgrsd-2023-0039](https://doi.org/10.2478/mgrsd-2023-0039),

Impact factor: 0,6; MNiSW: 100 pkt.,

3. Metodyka badań

Powiązania pomiędzy pytaniami badawczymi, metodami badań, a poszczególnymi artykułami przedstawiono na Rycinie 2.



Rycina 2. Powiązania pomiędzy pytaniami badawczymi, metodami badań, a artykułami wchodzącymi w skład rozprawy doktorskiej.

3.1. Obszar badań

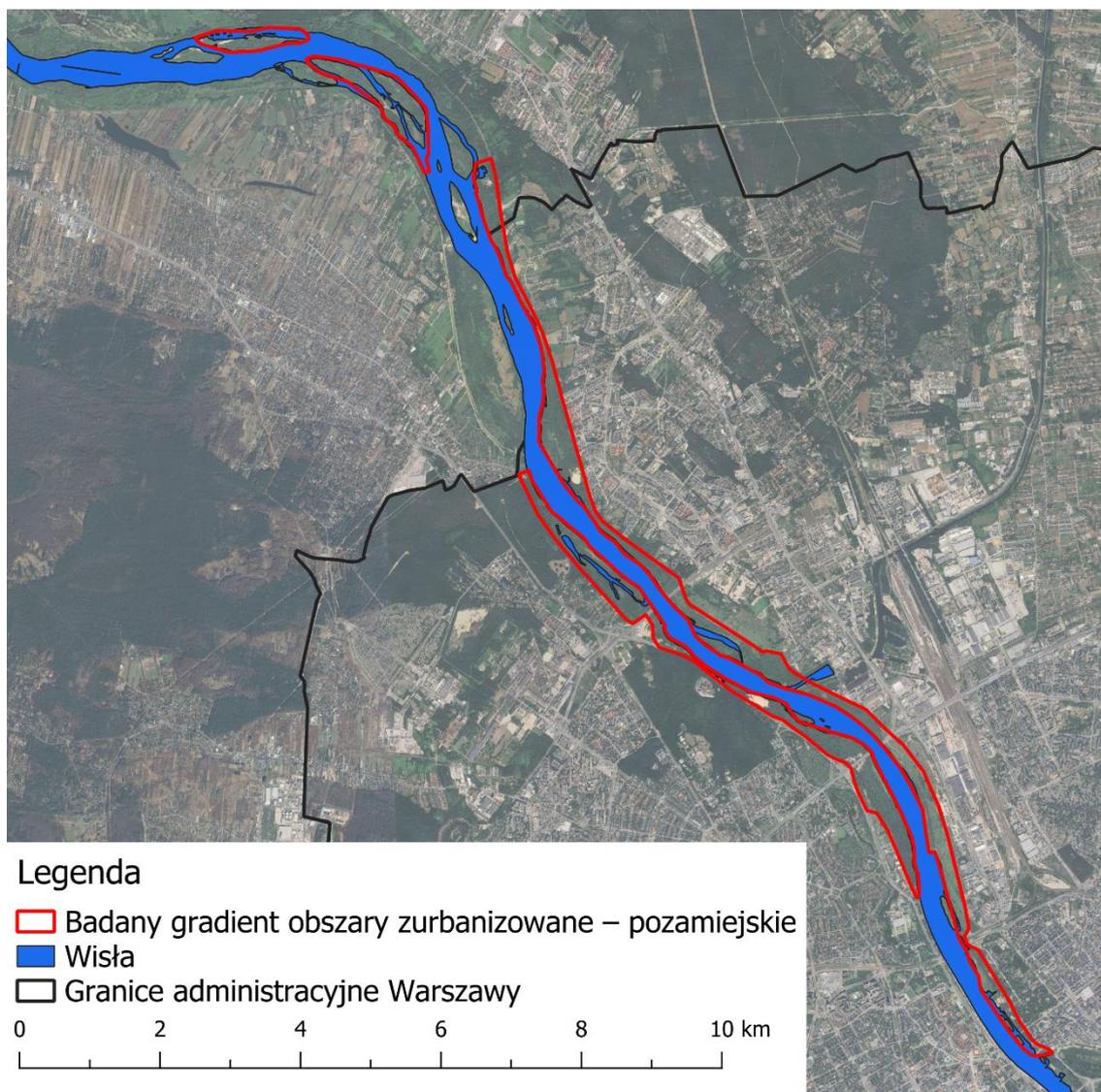
Badania przeprowadzono w trzech skalach:

- 1) w gradiencie obszary zurbanizowane – pozamiejskie,
- 2) obszar Warszawy,
- 3) miasta w Polsce.

3.1.1. Gradient – obszary zurbanizowane i pozamiejskie

Badania opisane w artykułach I i II zostały przeprowadzone w gradiencie od zwartego centrum Warszawy po tereny pozamiejskie (Ryc. 3), zlokalizowane na północ od granic miasta. Badany teren znajdował się w dolinie Wisły i był porośnięty spontanicznie rozwijającą się roślinnością. Główny przedmiot badań stanowił dojrzały łęg wierzbowo-topolowy (*Populetum albae* i *Salicetum albo-fragilis*) oraz jego formy inicjalne.

Łęgi na tym odcinku uregulowanego biegu rzeki mogły powstać dzięki budowie ostróg (tam poprzecznych), które sprzyjały osadzaniu się aluwii i zapoczątkowały sukcesję roślin. Badany łęg jest obszarem rzadko spotykanym w miastach w skali całej Europy i stanowi siedlisko chronione w ramach programu Natura 2000. Pomimo wysokiej wartości ekologicznej, obszar ten jest narażony na wiele negatywnych czynników mogących znacząco ingerować w jego strukturę. Jednym z nich jest obecność gatunków inwazyjnych, takich jak klon jesionolistny (*Acer negundo*), odnotowany w znacznym udziale zarówno w warstwie koron, jak i w podszycie.

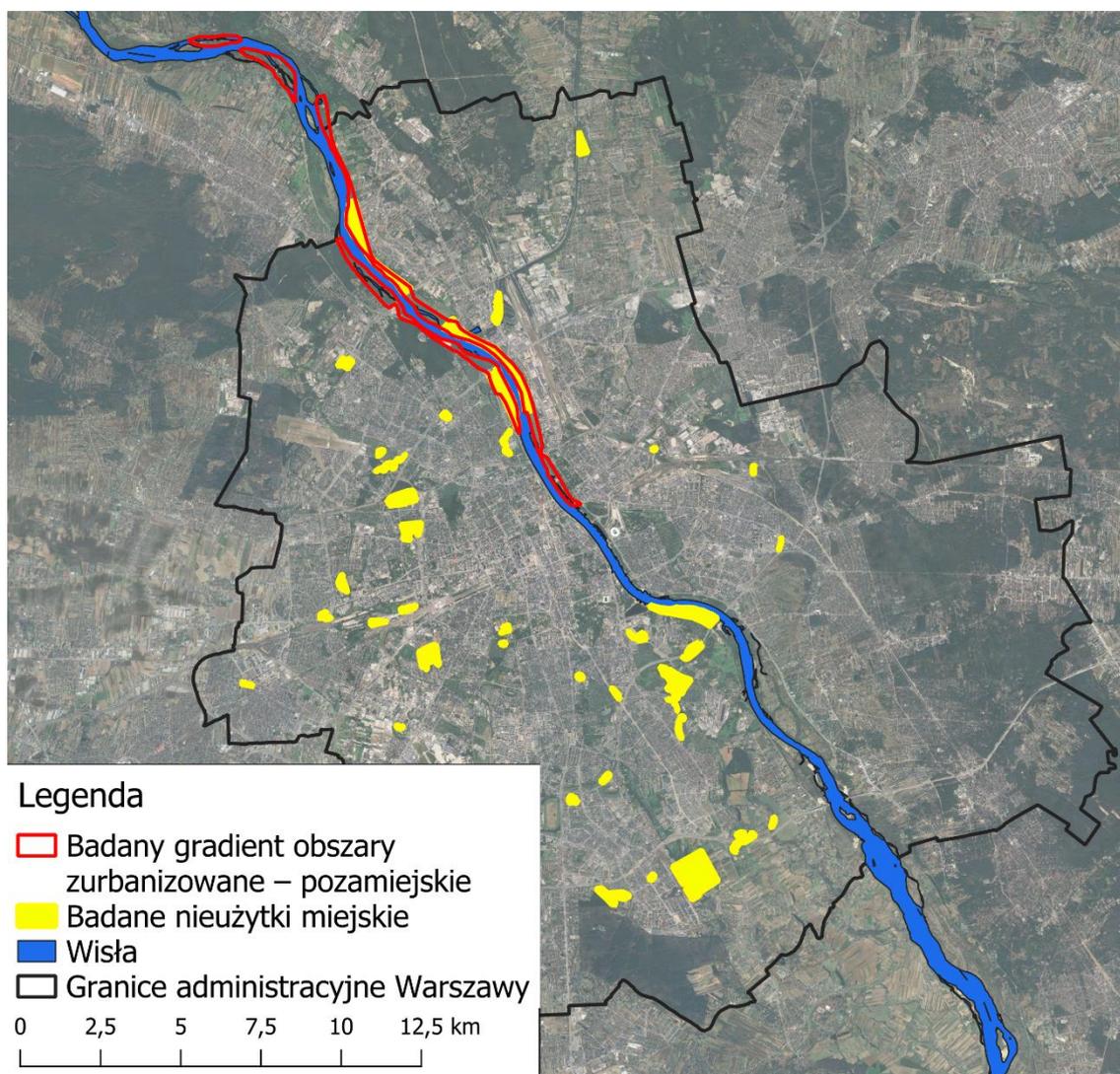


Rycina 3. Teren badań 1) Gradient obszary zurbanizowane i pozamiejskie.

3.1.2. Obszar Warszawy

Badania opisane w artykułach III i IV przeprowadzono w nieużytkach miejskich w Warszawie (Ryc. 4). Miasto to charakteryzuje się dużym udziałem zieleni, która stanowi aż 50% jego całkowitej powierzchni (Degórska i Degórski, 2017). Struktura zieleni jest tu bardzo zróżnicowana, a znaczną przewagę mają tereny zieleni nieformalnej, które stanowią prawie 80% tej powierzchni (Sikorska i in., 2020). Do badań wybrano nieużytki porzucone przez co najmniej 3 lata, położone na gruntach publicznych, ogólnodostępnych. Tereny te rozmieszczone są równomiernie na obszarze miasta, poza większymi kompleksami leśnymi. Badaniem objęto zarówno nieużytki nieleśne,

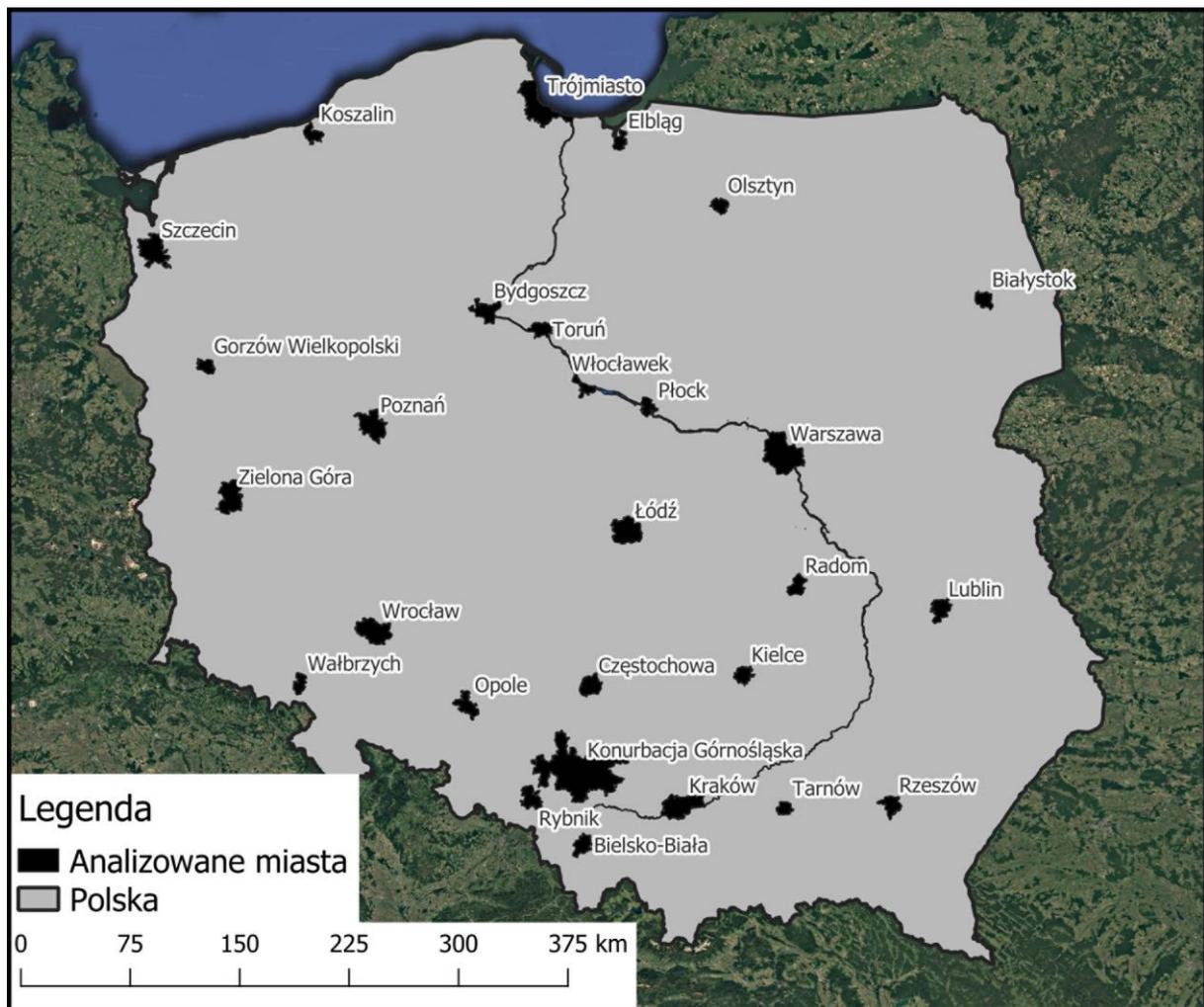
jak i tereny leśne ze zwartym drzewostanem. Roślinność na badanych powierzchniach wykształciła się w sposób spontaniczny.



Rycina 4. Teren badań 2) Obszar Warszawy.

3.1.3. Miasta w Polsce

Badanie przedstawione w artykule V obejmuje 28 największych miast Polski (Ryc. 5), z których każde liczyło ponad 100 000 mieszkańców (GUS, 2024). Miasta te wybrano w celu uzyskania pełnego obrazu siedlisk w różnorodnych środowiskach miejskich. Granice miast zostały zdefiniowane na podstawie oficjalnych granic administracyjnych (GUGiK, 2024). Aglomeracje, takie jak Trójmiasto, obejmujące Gdańsk, Gdynię i Sopot, oraz Konurbacja Górnośląska, obejmująca miasta takie jak Gliwice, Katowice, Zabrze i inne, zostały ujęte łącznie, zgodnie z koncepcją polityki przestrzennego zagospodarowania kraju z 2001 r. (M.P. 2001 nr 26 poz. 432).

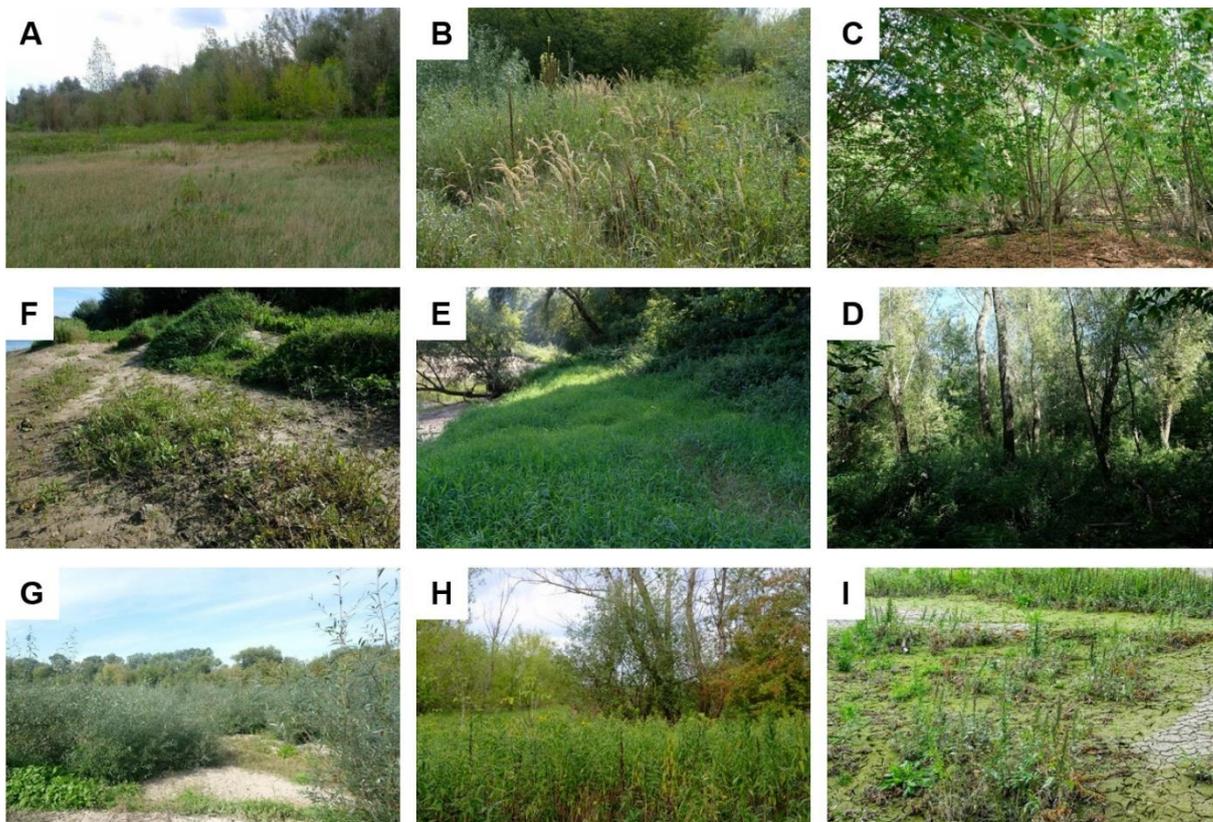


Rycina 5. Teren badań 4) Miasta w Polsce.

3.2. Badania terenowe i kameralne

3.2.1. Identyfikacja nieużytków miejskich z wykorzystaniem metod teledetekcyjnych

Badania w nieużytkach miejskich pozwoliły ocenić dokładność metod teledetekcyjnych w identyfikacji zbiorowisk roślinnych i detekcji gatunków. W pierwszej kolejności – w różnych konfiguracjach danych LiDAR i obrazowań multispektralnych – wykonano analizę dokładności identyfikacji zbiorowisk roślinnych na nieużytkach miejskich. Identyfikacja ta została wykonana w szerokim spektrum sukcesji, od inicjalnych siedlisk ruderalnych, po zbiorowiska leśne (Ryc. 6). Gatunki inwazyjne identyfikowano przy użyciu algorytmu operującego na danych dwuspektralnego LiDAR. Szczegółowe informacje dotyczące pozyskiwania i opracowania danych oraz analiz statystycznych znajdują się w artykułach I i II.



Rycina 6. Siedliska identyfikowane przy pomocy technik teledetekcyjnych. A: *Agropyretalia* ($n = 26$), B: *Calamagrostietum* ($n = 52$), C: *Chelidonio-Aceretum* ($n = 252$), D: *Salicetum albo-fragilis* ($n = 246$), E: *Phalaridetum* ($n = 298$), F: *Cyperus-Limosella* ($n = 374$), G: *Salicetum triandroviminalis* ($n = 426$), H: *Rudbeckio-Solidaginetum* ($n = 128$), I: *Xanthio-Chenopodietum* ($n = 267$).

3.2.2. Struktura roślinności, różnorodność florystyczna i regulacyjne usługi ekosystemowe nieużytków miejskich

Dane florystyczne i fitosocjologiczne pozyskano podczas badań terenowych. Na reprezentatywnych powierzchniach znajdujących się w obrębie nieużytków wykonano spisy florystyczne i zdjęcia fitosocjologiczne, a uzyskane dane wykorzystano w obliczeniu parametrów siedliskowych oraz różnorodności florystycznej. Strukturę roślinności określono na podstawie pomiaru wysokości, a także ulistnienia trzech warstw (drzewa, podszyt i rośliny zielne). Ulistnienie obliczono przy użyciu sondy SunScan Canopy Analysis System, na podstawie wskaźnika LAI mierzonego na trzech wysokościach: 0, 1 i 2 m, wykonanego. Zdolność roślinności nieużytków miejskich do wychładzania gleby i jej ochrony przed przesuszeniem oceniono z wykorzystaniem aparatury HH2, z sondą WET-2 do pomiaru właściwości wierzchniej warstwy gleby. Pochłanianie pyłów zawieszonych w powietrzu przez roślinność zbadano na

reprezentatywnych liściach poszczególnych gatunków roślin. Z liści na powierzchni 1 cm² zmywano cząsteczki pyłów i ważono na wadze precyzyjnej (Dzierżanowski i in., 2011). Wykorzystując dane o udziale roślinności i jej ulistnieniu (współczynnik LAI) wyliczano zdolność akumulacji pyłów zawieszonych [kg/ha] w powietrzu przez płaty roślinności. Szczegółowe informacje dotyczące pozyskiwania i opracowania danych oraz analiz statystycznych znajdują się w artykule III i IV.

3.2.3. Czynniki kształtujące roślinność nieużytków miejskich

Dane przestrzenne dotyczące struktury zieleni sąsiedztwa nieużytków miejskich (np. wysokości roślinności, udziału obszarów zabudowanych) w połączeniu z danymi florystycznymi pozyskanymi podczas badań terenowych zostały wykorzystane do określenia czynników kształtujących roślinność nieużytków miejskich. W pierwszej kolejności dokonano analizy różnic w parametrach różnorodności florystycznej pomiędzy całkowicie zarzuconymi nieużytkami miejskimi a takimi, w których sporadycznie przeprowadzane były zabiegi koszenia lub usuwania siewek drzew w celu zastopowania sukcesji. Aby zbadać zależności między parametrami biofizycznymi i ekologicznymi, a wskaźnikami jakości roślinności na terenach nieleśnych oraz leśnych nieużytków miejskich, przeanalizowano zestaw parametrów dotyczących różnorodności florystycznej. Ciągłość siedliskową oceniono wykorzystując zdigitalizowane fotografie lotnicze oraz historyczne mapy. Wskaźnikiem ciągłości siedliskowej był okres od ostatniego zarejestrowanego użytkowania terenu. Przeprowadzono także analizę przestrzenną najbliższego sąsiedztwa badanych powierzchni, korzystając z danych LiDAR oraz spektralnych zdjęć satelitarnych w rozdzielczości 1×1 m. Przy użyciu metody progowania obszary sąsiadujące z badanymi powierzchniami podzielono na trzy typy użytkowania terenu:

- 1) roślinność niska,
- 2) roślinność wysoka,
- 3) obszary bez roślinności.

Informacje te wykorzystano przy budowaniu ekonometrycznych modeli regresji. Szczegóły dotyczące pozyskiwania i opracowania danych oraz analiz statystycznych znajdują się w artykule IV.

3.2.4. Roślinność nieużytków miejskich w dokumentach planistycznych miast

W odpowiedzi na rosnące znaczenie nieużytków miejskich, jako potencjalnych obszarów wspierających bioróżnorodność i adaptację miast do zmian klimatu, dokonano oceny, na ile dane o roślinności tych terenów, zawarte w opublikowanych inwentaryzacjach, są uwzględniane w dokumentach planistycznych miast. Przeprowadzono przegląd danych dotyczących roślinności na obszarach miejskich. W badaniu wykorzystano publikacje wyszukane z międzynarodowych katalogów, takich jak Elsevier, Springer, MDPI oraz w krajowych baz danych, m.in. na platformach: Biblioteka Nauki, Śląska Biblioteka Nauki i RCIN. Równocześnie przeszukano dokumenty planistyczne miast w celu spisania wszystkich uwzględnionych siedlisk. Dane pozyskano z aktualnych dokumentów, takich jak:

- prognozy oddziaływania na środowisko,
- programy ochrony środowiska,
- plany adaptacji miast,
- studia ekofizjograficzne,
- studia uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego.

Na potrzebę porównania danych o zbiorowiskach roślinnych zarejestrowanych w publikacjach naukowych i tych zawartych w dokumentacji planistycznej uwzględniono jedynie dane od 1980 r. Szczegółowe informacje dotyczące metodyki wyszukiwania, opracowania danych oraz analiz statystycznych znajdują się w artykule V.

4. Wyniki

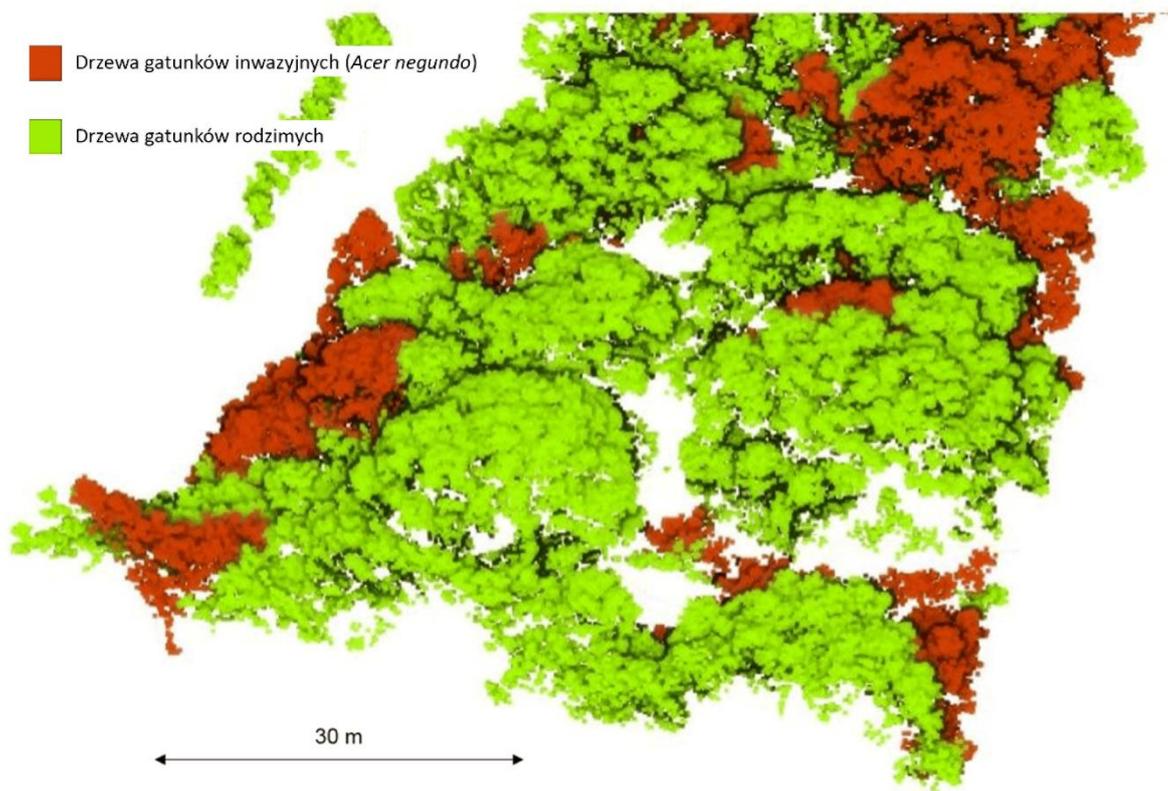
4.1. Identyfikacja nieużytków miejskich z wykorzystaniem metod teledetekcyjnych

Identyfikacja silnie heterogenicznej roślinności nieużytków miejskich za pomocą metod teledetekcyjnych jest możliwa przy zastosowaniu kombinacji danych LiDAR, RGB (obrazu składającego się z trzech kanałów – czerwonym, zielonym i niebieskim) i obrazowania multispektralnego. Dokładność klasyfikacji w tej konfiguracji przekracza 87,5%. W przypadku identyfikacji wczesnych faz wnikania gatunków inwazyjnych do

nieużytków miejskich, na przykładzie klonu jesionolistnego (*Acer negundo*) skuteczność wynosi 66-86%. Pozwala to na względnie jednoznaczne rozpoznawanie i monitorowanie stanu roślinności nieużytków miejskich do celów planistycznych, ale także na sprawne zarządzanie gatunkami inwazyjnymi.

Dokładność identyfikacji poszczególnych zbiorowisk roślinności spontanicznej jest zależna od rodzaju danych wykorzystywanych w klasyfikacji. Przy użyciu wyłącznie danych LiDAR, oznaczanie zbiorowisk odbywa się na podstawie wysokości roślin w badanym płacie. Precyzja takiego rozpoznania przyjmuje wartości od 3% do ok. 60%, w zależności od badanego zbiorowiska. W przypadku wykorzystania danych RGB dokładność klasyfikacji przyjmuje wartości od 4% do 55%. Natomiast przy użyciu obrazów multispektralnych precyzja identyfikacji zbiorowiska diametralnie wzrasta i przyjmuje wartości od ok 70% do 94%.

Dokładność klasyfikacji można znacząco zwiększyć wykorzystując wszystkie te typy danych jednocześnie. Przy użyciu danych LiDAR, RGB i obrazowania multispektralnego dokładność klasyfikacji znacząco wzrasta i przyjmuje wartości od 87,5% do aż 98,7%. Analiza wykorzystania technik teledetekcyjnych w oznaczaniu zbiorowisk wykazała również, że największe wyzwanie stanowi identyfikacja ruderalnych zbiorowisk inicjalnych. Dokładność ich klasyfikacji była wyraźnie słabsza o 10-20% od innych zbiorowisk.



Rycina 7. Identyfikacja klonu jesionolistnego (*Acer negundo*) z wykorzystaniem technik teledetekcyjnych.

Na nieużytkach miejskich szczególnej kontroli wymagają gatunki inwazyjne. Powinny one być identyfikowane we wczesnych fazach rozwoju, co jest problematyczne zwłaszcza, jeśli występują one w zaroślach lub pod koronami drzew. Do tego celu najbardziej wskazane jest wykorzystanie LiDAR, który jest w stanie dotrzeć pod zwarty okap wyższych pięter roślinności.

Dokładność detekcji gatunków inwazyjnych w siedliskach roślinności spontanicznej jest zależna od rodzaju danych i modelu użytych w klasyfikacji. W przypadku wykorzystania zielonego spektrum światła i bliskiej podczerwieni precyzja identyfikacji gatunków inwazyjnych, na przykładzie klonu jesionolistnego (*Acer negundo*) występującego w warstwie drzew (Ryc. 7), przyjmuje wartości od 75% do 86% zależnie od zastosowanego algorytmu. W przypadku wykorzystania tylko jednego spektrum światła dokładność detekcji spada i oscyluje w przedziale od 66% do 79%, w zależności od algorytmu. Natomiast najwyższą precyzję można otrzymać wykorzystując kontrast pomiędzy zielonym spektrum światła i bliską podczerwienią – GNDVI oraz algorytm losowego lasu decyzyjnego – tzw. random forest, gdzie dokładność detekcji wzrasta do 87%.

Analiza wykorzystania technik teledetekcyjnych do wykrywania drzewiastych gatunków inwazyjnych wykazała także różnice w dokładności detekcji w odmiennych grupach

wiekowych. Wraz z wiekiem drzewa wzrasta precyzja wykrywania – w przypadku młodych drzew, w grupie poniżej 10 lat wynosiła ona 72%, a w stosunku do drzew starszych niż 20 lat – 79%.

4.2. Struktura roślinności, różnorodność florystyczna i regulacyjne usługi ekosystemowe nieużytków miejskich

Ogólna różnorodność florystyczna powierzchni nieużytków miejskich należy do przeciętnych – w badanych powierzchniach odnotowywano średnio 14 gatunków roślin naczyniowych, wśród nich taksony rzadkie. Ponadto nieużytki miejskie są siedliskiem dla wielu gatunków inwazyjnych. Ponad połowa badanych powierzchni była przez nie zdominowana.

Roślinność badanych nieużytków miejskich znajdowała się w szerokim spektrum stadiów sukcesji (Ryc. 8). Zbiorowiska leśne reprezentowały te z klasy *Salicetea purpureae* i *Robinietea*. Runo wszystkich leśnych zbiorowisk nieużytków miejskich było zdominowane przez gatunki charakterystyczne dla tych z klasy *Robinietea*. W warstwie drzew i podrostu dominowały gatunki z klas *Salicetea purpureae*, bądź *Robinietea*. W drzewostanie zespołu *Geo-Aceretum platanoidis* zaznaczały się gatunki z klasy *Quercu-Fagetea* (eutroficzne i mezotroficzne lasy liściaste), w *Populetum albae* gatunki drzew z klasy *Salicetea purpureae*, w *Chelidonio-Robinietum* – robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia*) a w *Chelidonio-Aceretum negundi* – klon jesionolistny (*Acer negundo*). Najliczniejszymi rodzimymi drzewami nieużytków miejskich były gatunki lekko nasienne, np. topole (*Populus* sp.), brzozy (*Betula* sp.), łatwo rozprzestrzeniające się z wiatrem, np. klon pospolity (*Acer platanoides*) lub przenoszone przez ptaki, np. jabłoń domowa (*Malus domestica*). Najbardziej ekspansywnymi gatunkami były drzewa obcego pochodzenia, wspomniany klon jesionolistny (*Acer negundo*) i robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia*) – ponad połowa zbadanych powierzchni była przez nie zdominowana.

Zbiorowiska nieleśne nieużytków miejskich reprezentowały zbiorowiska trawiaste z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, i ruderalne z klas *Artemisietea* i *Epilobietea angustifolii*. Wszystkie utrzymywały się co najmniej od kilku lat jako trwałe zbiorowiska trawiaste dzięki sporadycznemu koszeniu lub dzięki ekspansywnym gatunkom, takim jak nawłocie (*Solidago* ssp.), trzcinnik piaskowy (*Calamagrostis epigejos*).

Zespoły zbiorowisk nieużytków miejskich nie różnią się istotnie pod względem bogactwa taksonów. Średnia liczba gatunków roślin naczyniowych odnotowanych w poszczególnych zbiorowiskach znajduje się w przedziale od 11 do 16 (Ryc. 8). Najwięcej odnotowano w zbiorowiskach nieleśnych z zespołu *Rudbeckio-Solidaginetum*, średnio zidentyfikowano w nim ponad 16 gatunków roślin. Jest to zespół powszechnie występujący w tarasie zalewowym doliny rzeki, jednak niezwiązany z okresowymi zalewami.

W przypadku zbiorowisk leśnych najwięcej gatunków odnotowywano w zespole *Populetum albae*, średnio ponad 15. Zespół ten jest zależny od okresowych zalewów, występujących w dolinie rzeki. Jego drzewostan jest zdominowany przez drzewa charakteryzujące się dynamicznym wzrostem – topole (*Populus* sp.) i wierzby (*Salix* sp.). Procentowy udział gatunków starych lasów w runie poszczególnych zbiorowisk różnił się istotnie. W zbiorowiskach leśnych najniższy udział odnotowano w zbiorowiskach *Chelidonio-Aceretum negundi* i *Populetum albae*, gdzie wynosił 5,6%. Natomiast w *Geo-Aceretum platanoidis* udział tych gatunków był najwyższy i wynosił średnio 13,6%.

W przypadku zbiorowisk nieleśnych najwyższy udział gatunków starych lasów stwierdzono w zespole *Arrhenatheretum* (2,6%), a najniższy w *Rudbeckio-Solidaginetum* (0,9%).

Wskaźnik różnorodności gatunkowej – indeks Shannona-Wienera nie wskazuje na istotne statystycznie różnice pomiędzy badanymi zespołami roślinnymi, jego wartości znajdują się w przedziale od 1,39 do 1,94 (Ryc. 8).

Różnice w strukturze roślinności dotyczą głównie zagęszczenia zdrewniałych pędów (Ryc. 8). Wśród zbiorowisk leśnych zespół *Chelidonio-Aceretum negundi* odznacza się największą liczbą pędów. Suma przekrojów drzew na tych powierzchniach wyniosła średnio 5072 m²/ha. W pozostałych zbiorowiskach leśnych wartość ta była o 1/3 niższa. Wszystkie zbiorowiska nieleśne są zasiedlane przez młode drzewa w podobnym tempie. Ich zagęszczenie w badanych płatach jest niewielkie i wynosi ok. 340 m²/ha.

Zwarcie warstwy drzew w zbiorowiskach leśnych pochodzących z różnych syntaksonów jest podobne i wynosi 70-85%. Również wartość LAI warstwy drzew i krzewów przyjmuje podobne wartości we wszystkich zbiorowiskach drzewiastych (Ryc. 8). Średnie ulistnienie okapu drzew w zespole *Chelidonio-Robinetum* jest najwyższe 5,43, a *Populetum albae* najniższe 3,78. Z kolei warstwa podrostu w zespole *Chelidonio-Robinetum* jest najrzadsza i wynosi 0,24, a w *Chelidonio-Aceretum negundi* najgęstsza 0,77. Warstwa runa we wszystkich zespołach osiąga zbliżone wartości oscylujące

w przedziale 1,1-1,7. W przypadku zbiorowisk nieleśnych średnie ulistnienie runa w zespole *Rudbeckio-Solidaginetum* jest wyjątkowo wysokie – 3,64. Natomiast najmniejsze ulistnienie runa w zbiorowiskach nieleśnych odnotowano w zespole *Arrhenatheretum* – 1,93.

Wielkości usług ekosystemowych pełnionych przez badane zbiorowiska przyjmują podobne wartości (Ryc. 8). Największe statystyczne różnice odnotowano w przypadku pochłaniania pyłów przez rośliny. Z pośród badanych zespołów, *Chelidonio-Robinetum* pochłania ich najwięcej. W warunkach silnego zanieczyszczenia powietrza jest w stanie pochłonąć 26,5 kg/ha – kilka razy więcej pyłów niż analogiczne zbiorowisko *Geo-Aceretum platanoidis* (5,7 kg/ha), czy zbiorowiska nieleśne. Jego potencjał rośnie wraz z wzrostem zanieczyszczenia powietrza. W przypadku niskiego zanieczyszczenia różnice w pochłanianiu pyłów pomiędzy zbiorowiskami zacierają się.

W badanych zbiorowiskach nie odnotowano statystycznie istotnych różnic pod względem ochrony przed wysuszeniem podłoża. Warto zauważyć, że wszystkie zbiorowiska chronią je przed wysuszeniem lepiej niż intensywnie użytkowany trawnik. Średnie różnice temperatur wskazują, że nagrzewanie podłoża w zbiorowiskach leśnych najmniej ogranicza okap *Populetum albae*. W tym zbiorowisku odnotowano temperatury podłoża niższe średnio o 11% względem intensywnie użytkowanego trawnika. Z kolei w *Chelidonio-Robinetum* temperatury podłoża były niższe aż o 18%. W przypadku zbiorowisk nieleśnych zespół *Arrhenatheretum* miał temperatury podłoża średnio tylko o 4% niższe od intensywnie koszonego trawnika. Natomiast największe różnice względem temperatury podłoża w intensywnie koszonym trawniku a zbiorowiskiem nieleśnym, odnotowano w *Rudbeckio-Solidaginetum* i były one niższe średnio o 9%.

Zbiorowiska leśne na nieużytkach miejskich



A: *Geo-Aceretum platanoidis*



B: *Chelidonia-Robinietyum*



C: *Chelidonia-Aceretum negundi*



D: *Populetum albae*
var. *Acer negundo*

Zbiorowiska nieleśne na nieużytkach miejskich



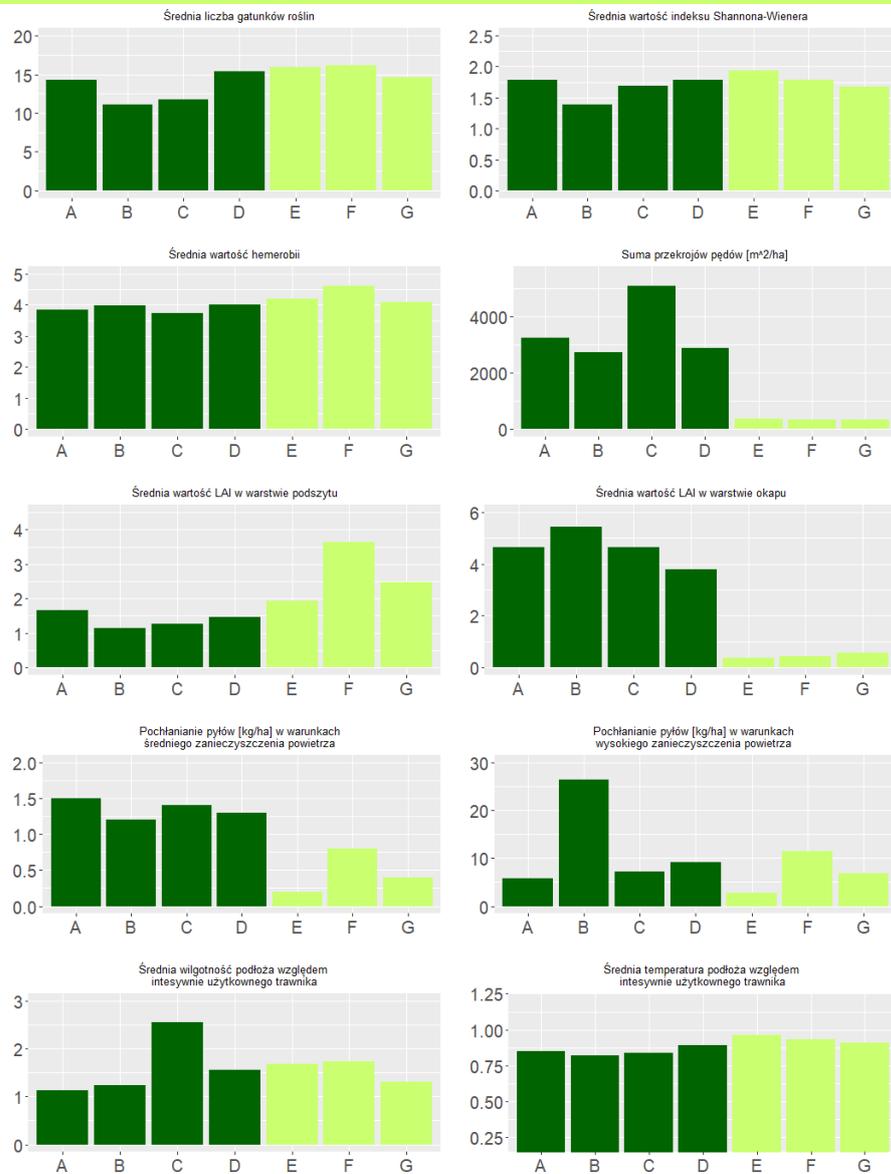
E: *Arrhenatheretum*
var. *Elymus repens*



F: *Calamagrostietum epigeji*



G: *Rudbeckio-Solidaginetum*



Rycina 8. Struktura roślinności, różnorodność florystyczna i regulacyjne usługi ekosystemowe nieużytków miejskich.

4.3. Czynniki kształtujące roślinność nieużytków miejskich

W przeprowadzonych badaniach odnotowano istotne statystycznie różnice w parametrach różnorodności florystycznej pomiędzy całkowicie zarzuconymi nieużytkami miejskimi a tymi, w których sporadycznie przeprowadzane były zabiegi koszenia lub usuwania siewek drzew w celu zastopowania sukcesji. Obok wpływu sposobu zarządzania danym terenem, czynnikami, które istotnie wpływają na parametry różnorodności florystycznej, czy strukturę roślinności były: ciągłość siedliskowa, poprzedni sposób zagospodarowania obszaru oraz obecność zadrzewionych płątów w bliskim sąsiedztwie.

Przeprowadzone badania wskazują, że na nieużytkach miejskich można obserwować szeroki zakres faz sukcesji – od stadiów inicjalnych, gdzie dominują jednoroczne rośliny ruderalne rzadko pokrywające glebę, po zwarte drzewostany tworzące stabilne siedliska. W wielu przypadkach sukcesja jest zatrzymywana na etapie pośrednim dzięki sporadycznym zabiegom, takim jak koszenie czy usuwanie siewek drzew, co pozwala zachować otwarty charakter siedliska.

Porównanie dwóch typów nieużytków miejskich – zbiorowisk nieleśnych i leśnych – ukazuje istotne różnice w różnorodności biologicznej i strukturze roślinności. Zbiorowiska nieleśne na nieużytkach miejskich miały istotnie większą odnotowaną średnią liczbę gatunków, wynoszącą 15,6, podczas gdy w nieużytkach leśnych wartość ta wynosiła 12,7. Z kolei leśne nieużytki miejskie cechowały się znacznie wyższymi średnimi liczbami gatunków rzadkich i starych lasów, które wynosiły odpowiednio 1,59 i 1,34. W przypadku nieleśnych nieużytków wartości te były bliskie 0,3. Istotne statystycznie różnice odnotowano również w przypadku struktury roślinności i udziału gatunków inwazyjnych. W warstwie zielnej to w zbiorowiskach nieleśnych odnotowano znacznie wyższy udział gatunków inwazyjnych – wynosił on 21,62% vs. 10,26% w nieużytkach leśnych.

Wykonane ekonometryczne modele regresji wielorakiej wskazują na kilka istotnych statystycznie czynników kształtujących roślinność nieużytków miejskich.

W przypadku czynników wpływających na parametry jakościowe siedlisk nieużytków miejskich odnotowano trzy statystycznie istotne czynniki. Pierwszym z nich, który ma wpływ na największą liczbę parametrów różnorodności florystycznej, jest ciągłość siedliskowa. W przypadku zbiorowisk leśnych, całkowicie zarzuconych miał on pozytywny wpływ na ogólną liczbę gatunków roślin, liczbę gatunków starych lasów oraz

liczbę gatunków rzadkich dla obszaru Warszawy. Wraz ze wzrostem ciągłości siedliskowej zwiększała się liczba tych gatunków, z kolei hemerobia siedliska i udział urbanofitów malały. W zbiorowiskach nieleśnych istotny statystycznie wpływ ciągłości siedliskowej nadal jest obecny, jednak ma wpływ na mniejszą liczbę parametrów. Wraz ze wzrostem ciągłości siedliskowej, rosła ogólna liczba gatunków roślin, a malała hemerobia siedliska.

Drugim czynnikiem istotnie kształtującym roślinność nieużytków miejskich była obecność płatów zbiorowisk leśnych w bliskim sąsiedztwie. Duży udział takich płatów w bliskim sąsiedztwie negatywnie wpływał na ogólną liczbę gatunków roślin i powodował wzrost hemerobii w zbiorowiskach nieleśnych. W przypadku zbiorowisk leśnych obecność innych leśnych płatów w bliskim sąsiedztwie nie miała statystycznie istotnego wpływu.

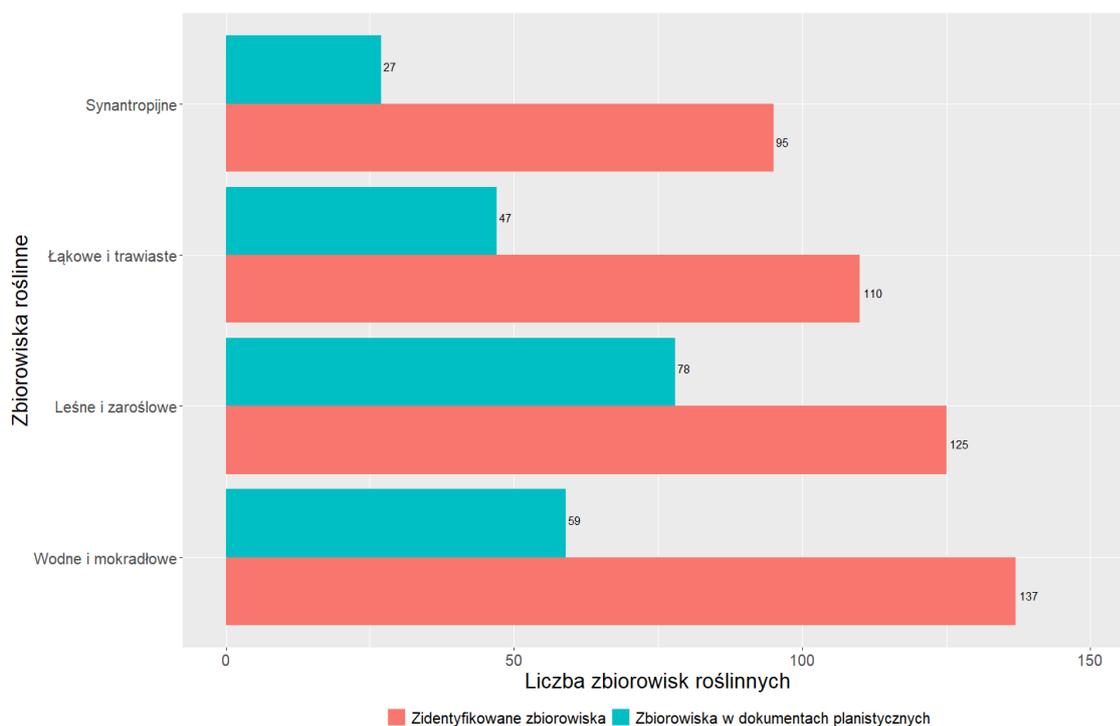
Ostatnim czynnikiem istotnie statystycznie wpływającym na parametry różnorodności florystycznej nieużytków było ich poprzednie zagospodarowanie jako obszary zabudowane. W przypadku zbiorowisk nieleśnych miało to pozytywny wpływ na ogólną liczbę gatunków roślin, a w przypadku leśnych – negatywny.

Ciągłość siedliskowa wykazuje istotny statystycznie pozytywny wpływ na udział gatunków leśnych i negatywny wpływ na udział gatunków inwazyjnych w strukturze roślinności nieużytków leśnych. W przypadku nieużytków nieleśnych nie odnotowano wpływu ciągłości siedliskowej na strukturę roślinności. W leśnych nieużytkach istotnym czynnikiem, który pozytywnie wpływał na udział gatunków leśnych była obecność leśnych płatów w bliskim sąsiedztwie, z kolei poprzednie zagospodarowanie jako obszar zabudowany znacząco negatywnie oddziaływał na ten parametr. W nieleśnych nieużytkach czynnikami istotnie wpływającymi na strukturę roślinności były poprzednie zagospodarowanie jako obszar zabudowany oraz jako obszar ogrodów i sadów. Obydwa te czynniki w pozytywny sposób istotnie wpływały na udział gatunków inwazyjnych w strukturze roślinności badanych nieużytków.

4.4. Roślinność nieużytków miejskich w dokumentach planistycznych miast

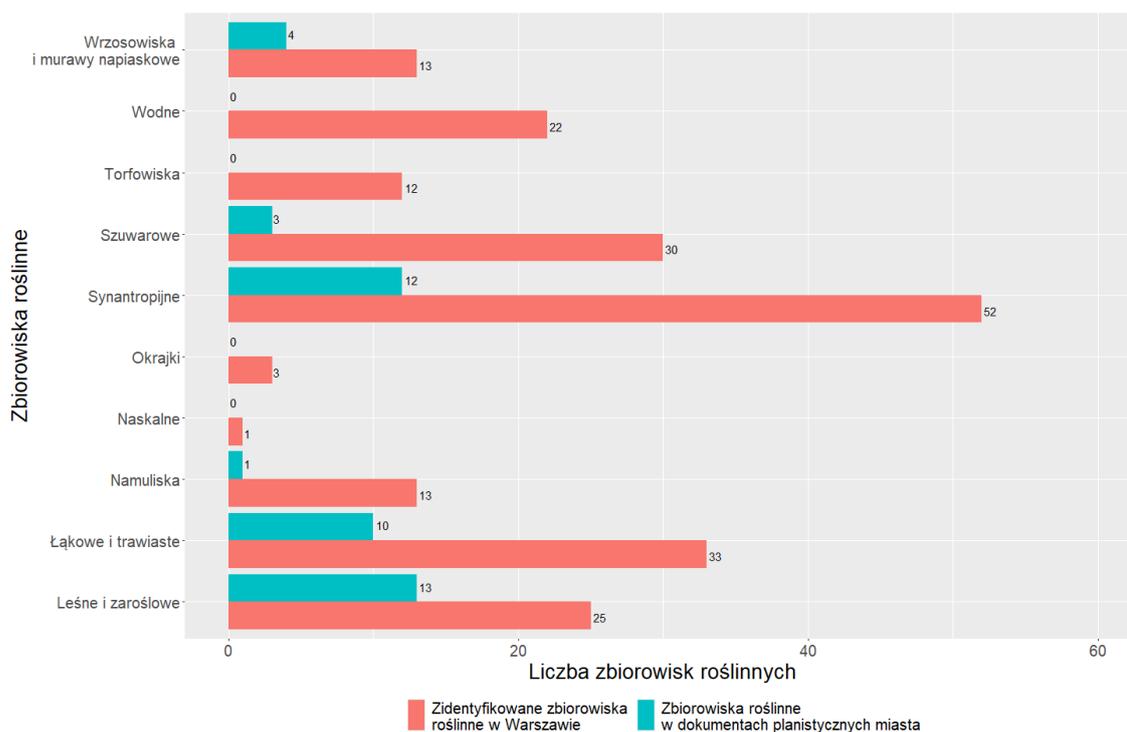
Zbiorowiska roślinne identyfikowane w granicach miast są często pomijane podczas sporządzania dokumentów planistycznych (Ryc. 9). W badanych miastach odnotowano 467 typów zbiorowisk, jednak tylko 211 z nich zostało uwzględnionych w analizowanych dokumentach planistycznych. Grupą siedlisk wymienianą w nich najczęściej są siedliska

leśne. Najlepiej odzwierciedlają one aktualny stan wiedzy, stanowiąc 62,4% siedlisk zidentyfikowanych w literaturze. W przypadku siedlisk łąkowych czy wodnych/szuwarowych tylko ok. 42% identyfikowanych w granicach miast zostało uwzględnionych w dokumentach planistycznych. Tymczasem siedliska synantropijne, tworzące florę wielu nieużytków miejskich są najrzadziej uwzględniane w tego typu dokumentacji, obejmując jedynie 28,4% siedlisk zidentyfikowanych w literaturze.



Rycina 9. Porównanie liczby zbiorowisk roślinnych zidentyfikowanych w granicach miast z liczbą zbiorowisk uwzględnionych w dokumentach planistycznych miast.

Siedliska roślinności synantropijnej występują w Warszawie najliczniej (Ryc. 10). Mimo to, w dokumentach planistycznych uwzględniono jedynie około 23% z nich. Oznacza to, że tylko co czwarte siedlisko synantropijne zidentyfikowane na terenie miasta zostało uwzględnione w tych dokumentach. Problem pomijania siedlisk dotyczy jednak również innych grup. Przykładowo, siedliska wodne i torfowiska w ogóle nie zostały uwzględnione w analizowanych dokumentach planistycznych. Dla kontrastu, siedliska leśne zostały ujęte w ponad 50% wszystkich zbiorowisk leśnych zidentyfikowanych w granicach miasta.



Rycina 10. Porównanie liczby zbiorowisk roślinnych zidentyfikowanych w granicach Warszawy z liczbą zbiorowisk uwzględnionych w dokumentach planistycznych Warszawy.

5. Dyskusja

5.1. Identyfikacja nieużytków miejskich z wykorzystaniem metod teledetekcyjnych

Wyniki oceny przydatności technik teledetekcyjnych w identyfikacji zbiorowisk roślinności spontanicznej oraz detekcji gatunków inwazyjnych wskazują na istotne różnice w skuteczności tych metod, zależne od rodzaju zastosowanych danych oraz wykorzystanych algorytmów. Analiza danych potwierdziła przede wszystkim, że dokładność identyfikacji zbiorowisk roślinnych znacząco zwiększa się wraz ze wzrostem ilości i jakości wykorzystanych danych. Najwyższe wyniki osiągnięto, gdy do klasyfikacji użyto kombinacji danych LiDAR, RGB i obrazów multispektralnych. To wskazuje na potrzebę integracji różnych źródeł danych w celu uzyskania najbardziej wiarygodnych wyników, szczególnie w przypadku warunków miejskich, gdzie zbiorowiska roślinności charakteryzują się dużą zmiennością (Zhang i in., 2021). Podobne badania przeprowadzane na terenach nieużytków wskazują, że wraz z integracją danych dokładność wyników diametralnie wzrasta (Mei i in., 2017; Wang i in., 2022). Warto również zauważyć, że wykorzystanie jedynie pojedynczych źródeł danych, takich jak LiDAR czy RGB, skutkowało znacząco niższą dokładnością. Szczególnie dotyczyło

to zbiorowisk ruderalnych inicjalnych – ich identyfikacja stanowiła największe wyzwanie. Zbiorowiska jednoroczne i inicjalne często charakteryzują się dużą i dynamiczną zmiennością nawet w małych płatach, co znacząco utrudnia ich identyfikację (Qing-Hua i in., 2020).

W kontekście detekcji gatunków inwazyjnych, takich jak klon jesionolistny (*Acer negundo*), techniki teledetekcyjne wykazały dużą skuteczność. Wyniki potwierdzają, że wykorzystanie LiDAR może znacznie zwiększyć skuteczność analizy danych teledetekcyjnych, szczególnie w przypadkach, gdy wymagane jest rozróżnienie gatunków w warunkach gęstej roślinności, na przykład pod okapem drzew (Xiong i in., 2024).

Warto również zauważyć, że skuteczność detekcji gatunków inwazyjnych jest silnie uzależniona od wieku identyfikowanych drzew. Im jest on wyższy, precyzja detekcji znacznie wzrasta, co może wynikać z większych różnic w parametrach strukturalnych i spektralnych starszych drzew z różnych gatunków (Bradley, 2014). Powyższe wskazuje na konieczność wdrożenia strategii monitoringu dostosowanych do różnych grup wiekowych drzew, aby możliwie wcześnie wykrywać i ograniczać rozprzestrzenianie się gatunków inwazyjnych.

5.2. Struktura roślinności, różnorodność florystyczna i regulacyjne usługi ekosystemowe nieużytków miejskich

Różnorodność florystyczna nieużytków miejskich, choć obecnie przeciętna, wydaje się być dynamiczna i uzależniona od procesów sukcesji ekologicznej, które zachodzą na tych obszarach. Wyniki przeprowadzonych analiz wskazują, że przeciętna liczba gatunków roślin naczyniowych na badanych powierzchniach wynosiła ok. 14. Taka średnia bioróżnorodność jest prawdopodobnie efektem początkowych stadiów stabilizacji ekosystemów (Machon, 2021). Wraz z dalszym rozwojem sukcesji i dojrzewaniem roślinności można spodziewać się wzrostu bioróżnorodności, co jest zgodne z obserwacjami dotyczącymi bardziej ustabilizowanych siedlisk miejskich (Bonthoux i in., 2014).

Wysoki udział gatunków inwazyjnych, które dominowały na ponad połowie badanych powierzchni, stanowi istotne zagrożenie dla różnorodności florystycznej (Maurel i in., 2010). Gatunki takie jak klon jesionolistny (*Acer negundo*) czy robinia akacjowa (*Robinia pseudoacacia*) intensywnie konkurują z rodzimą florą. W wielu przypadkach zastępują

rodzimą roślinność leśną (Vítková i in., 2017) zmieniając warunki fizykochemiczne podłoża (Nascimbene i in., 2015), co może hamować naturalną regenerację ekosystemów. Niemniej kierunek rozwoju tych gatunków w dłuższej perspektywie jest trudny do przewidzenia i wymaga dalszych badań nad dynamiką ich rozprzestrzeniania oraz interakcjami z innymi składnikami ekosystemu.

Potencjał nieużytków miejskich pod względem regulacyjnych usług ekosystemowych jest znaczący. Badane zbiorowiska wykazały zdolność do pochłaniania pyłów, ochrony przed wysychaniem gleby oraz regulacji temperatury, co czyni je cennymi elementami tzw. zielonej infrastruktury. Szczególnie interesujące są różnice w pochłanianiu pyłów, gdzie zbiorowiska takie jak *Chelidonio-Robinetum* osiągały najwyższe wartości, zwiększając swoją efektywność wraz z rosnącym poziomem zanieczyszczenia powietrza. Podobne właściwości w zakresie ochrony podłoża przed wysychaniem oraz regulacji temperatury świadczą o dużym potencjale nieużytków miejskich w zakresie łagodzeniu skutków zmian klimatu, takich jak wyspy ciepła czy niedobory wody.

5.3. Czynniki kształtujące roślinność nieużytków miejskich

Gradient sukcesji zaobserwowany podczas badań świadczy, że nieużytki miejskie są rezerwuarem różnorodnych grup gatunków roślin, od pionierskich po bardziej specjalistyczne (o bardzo wąskiej niszy ekologicznej). Zbiorowiska nieleśne, dzięki prowadzeniu w nich umiarkowanej liczby zabiegów pielęgnacyjnych (tj. koszenie, usuwanie siewek i biomasy), wykazują większą liczbę gatunków na stanowisko oraz dominację roślinności zielnej. Tego typu siedliska mogą sprzyjać bioróżnorodności, a ich utrzymanie będzie skutkowało oferowaniem bardziej otwartych przestrzeni, przydatnych także mieszkańcom na potrzebę rekreacji. Z kolei zbiorowiska leśne bardziej sprzyjają obecności gatunków rzadkich oraz leśnych, co wskazuje na ich wartość dla ochrony bioróżnorodności o charakterze konserwatorskim.

Warto jednak zauważyć, że w badanych zbiorowiskach leśnych drzewostan jest prawie w 1/3 zbudowany z gatunków inwazyjnych, co może zagrażać ich ekologicznej równowadze. Siedlisko leśne zdominowane przez gatunki inwazyjne w skrajnych przypadkach może prowadzić do utworzenia się jednogatunkowych drzewostanów, w których wraz z wiekiem następuje spadek liczby gatunków w warstwie podszytu (Boyce, 2009; González-Montelongo i Pérez-Vargas, 2021). Jednak z drugiej strony, w badanych nieużytkach udział gatunków inwazyjnych w warstwie podrostu wynosił już

tylko ok 10%, co może wskazywać na powolne ich ustępowanie. Proces ten może być powiązany z postępującą stabilizacją siedliska.

Na badanych powierzchniach ze zbiorowiskami nieleśnymi sporadycznie przeprowadzono zabiegi pielęgnacyjne, mające eliminować roślinność zdrewniałą. Zdarza się, że takie działania bardzo ingerują w przebieg sukcesji ekologicznej, w wielu przypadkach praktycznie ją zatrzymując. Takie zakłócenie może uniemożliwić powstanie stabilnego, dojrzałego ekosystemu (Turchetto i in., 2023). Ponadto, podczas badań fitosocjologicznych zaobserwowano powierzchnie niemal jednogatunkowe, zdominowane zarówno przez rodzime, jak i inwazyjne gatunki roślin zielnych, tworzące gęste okapy. Zwarty okap roślin zielnych skutecznie hamuje wzrost drzewiastych siewek poprzez konkurencję o światło. Usunięcie tych dominujących gatunków może początkowo zwiększyć dostępność światła i spowodować wzrost siewek, ale potencjalnie przyczyni się również do rozprzestrzenienia innych gatunków inwazyjnych (Ivey i Leege, 2023).

5.4. Roślinność nieużytków miejskich w dokumentach planistycznych miast

Analiza uwzględnienia typów roślinności w dokumentach planistycznych wskazuje na systematyczne pomijanie takich informacji. W Warszawie jedynie co czwarte zbiorowisko synantropijne zidentyfikowane w granicach miasta zostało ujęte w dokumentacji, co jest alarmującym sygnałem świadczącym o ich marginalizacji w procesach planistycznych.

Pomijanie zbiorowisk synantropijnych wynika z kilku czynników. Historycznie traktowano je jako niestabilne i przejściowe, zakładając, że z czasem ulegną przekształceniu w siedliska bardziej przypominające te naturalne. Taki sposób postrzegania prowadził do niskiego zainteresowania ich badaniem oraz powstawania „białych plam” na mapach roślinności miast (Yeremenko, 2019). W konsekwencji, siedliska synantropijne, które często zajmują znaczą powierzchnię miasta, nie były uznawane za wartościową część zielonej infrastruktury, lecz raczej traktowano je jako obszary przeznaczone do dalszej zabudowy.

Kolejnym problemem jest sposób postrzegania siedlisk synantropijnych przez społeczność lokalną oraz decydentów. Istnieje przekonanie, że mieszkańcy oceniają je negatywnie pod względem estetyki i użyteczności jako zieleni miejskiej (Nassauer, 1995). Powyższy stereotyp dodatkowo utrudnia włączenie tych siedlisk do strategii

planistycznych i zrównoważonego rozwoju miast. Tymczasem siedliska synantropijne odgrywają istotną rolę w miejskim krajobrazie ekologicznym. Często stanowią jedną z najliczniejszych grup roślinności w dużych miastach, takich jak Warszawa, co czyni niezbędnym włączenie ich w tzw. zieloną infrastrukturę. Mają one potencjał do pełnienia różnorodnych funkcji ekologicznych, w tym zwiększania bioróżnorodności, pochłaniania pyłów, ograniczania efektu miejskiej wyspy ciepła, czy retencji wody opadowej (Sikorski i in., 2021).

Alarmujące jest pomijanie w dokumentacji planistycznej siedlisk związanych ze zbiornikami wodnymi. W granicach Warszawy stwierdzono ponad 30 różnych siedlisk wodnych i torfowiskowych, jednak żadne z nich nie zostało uwzględnione w dokumentacji planistycznej. Brak ich ujęcia w planowaniu przestrzennym może przyczyniać się do ich stopniowego zanikania w obrębie miast. Jednym z powodów takiego zjawiska może być intensywna ekspansja miejska, która często obejmuje nizinne tereny, takie jak doliny zalewowe i mokradła. Ich płaska rzeźba terenu sprawia, że są one szczególnie atrakcyjne pod względem inwestycyjnym, ponieważ ułatwiają prowadzenie prac budowlanych i obniżają koszty realizacji inwestycji (Ribbe i in., 2024). Prowadzi to do komercjalizacji mokradeł, czyniąc je podatnymi na degradację i zabudowę (Aldana-Domínguez i in., 2024). Dodatkowym problemem jest brak pełnego uwzględnienia wartości tych siedlisk. Wiele usług ekosystemowych świadczonych przez siedliska wodne i torfowiska ma charakter niematerialny lub niemierzalny w kategoriach ekonomicznych, co wpływa na ich marginalizację podczas planowania przestrzennego (Kati i Jari, 2016). Siedliska te pełnią jednak wiele – kluczowych z perspektywy zmian klimatu – usług ekosystemowych, takich jak ochrona przeciwpowodziowa, filtracja wody czy regulacja mikroklimatu łagodząca efekt miejskiej wyspy ciepła (Matter i Gado, 2024).

Pod względem częstotliwości ujęcia w dokumentach planistycznych zbiorowiska leśne stanowią silny kontrast na tle innych grup. Częste uwzględnianie tych terenów w planach i strategiach wynika z ich historycznych powiązań z tkanką miejską (Forrest i Konijnendijk, 2005). W efekcie rozwoju miast, lasy, a także zadrzewienia często przekształcano w parki lub lasy miejskie, które mają duże znaczenie kulturowe i historyczne dla lokalnych społeczności (McBride, 2017).

Istotnym argumentem tłumaczącym częste uwzględnianie zbiorowisk leśnych w dokumentacji planistycznej jest rola lasów w zachowaniu bioróżnorodności oraz ochronie zasobów naturalnych, co czyni je kluczowym elementem ekologicznej trwałości

miast. Planowanie przestrzenne często priorytetowo traktuje ochronę i integrację terenów leśnych z tkanką miejską (Muller i in., 2010). Lasy miejskie pełnią także istotne funkcje ekosystemowe, takie jak oczyszczanie powietrza, regulacja mikroklimatu oraz retencja wody, co dodatkowo zwiększa ich wartość w oczach urbanistów (Nowak, 2006).

6. Podsumowanie

Wyniki badań wskazują na duży potencjał wysokorozdzielczych technik teledetekcyjnych w zarządzaniu terenami zieleni miejskiej. Integracja zaawansowanych technologii, takich jak LiDAR, obrazowanie multispektralne i algorytmy uczenia maszynowego, umożliwia nie tylko bardziej precyzyjną identyfikację zbiorowisk roślinnych, ale także skuteczną detekcję inwazyjnych gatunków drzewiastych. Wykorzystanie kombinacji obrazowań multispektralnych i LiDAR pozwala na szybką identyfikację różnych typów zbiorowisk roślinnych nieużytków miejskich z dokładnością sięgającą aż 98%. Z kolei użycie danych LiDAR pozwala na detekcję drzewiastych gatunków inwazyjnych z precyzją sięgającą 86%, co umożliwia pełną kontrolę nad ich rozprzestrzenianiem się.

Bioróżnorodność nieużytków miejskich utrzymuje się na niskim lub przeciętnym poziomie. Należy jednak zwrócić uwagę, że są to obszary dynamiczne, które wraz z postępem sukcesji i stabilizacją siedliska wykazują wzrost bogactwa florystycznego oraz wartości wskaźnika Shannona-Wienera. Bardziej zaawansowane stadia sukcesji silnie różnią się pod względem udziału gatunków inwazyjnych. Umiejętne zarządzanie tymi terenami, oparte na wspieraniu procesów sukcesji oraz kontrolowaniu gatunków inwazyjnych, sprzyja odbudowie bioróżnorodności. Strategia zarządzania terenami nieużytków miejskich powinna być dostosowana do ich potencjału ekologicznego – otwarte siedliska mogą wspierać większą liczbę gatunków, natomiast te o bardziej zaawansowanej sukcesji odgrywają kluczową rolę w ochronie roślin siedlisk ustabilizowanych. W badanych nieużytkach miejskich średnia liczba gatunków znajdowała się w przedziale od 11 do 16. Udział gatunków inwazyjnych w zbiorowiskach nieużytków miejskich wynosił nawet 32%. Czynnikiem wpływającym na taki wynik były: ciągłość siedliskowa (-) oraz poprzednie zagospodarowanie jako tereny zabudowane i tereny ogrodów (+).

Elementem strategii adaptacyjnych nieużytków miejskich jest również wspieranie regulacyjnych usług ekosystemowych. W skali miasta mogą one dostarczyć

Pełnią one istotną rolę w pochłanianiu pyłów zawieszonych, retencji i wychładzaniu podłoża. Szczegółowe poznanie tych świadczeń pozwala efektywnie wykorzystać je w planowaniu przestrzennym. Hektar nieużytków miejskich w warunkach wysokiego zanieczyszczenia powietrza może pochłonąć aż 26,5 kg pyłów zawieszonych w powietrzu.

Ze względu na wysokie wartości LAI i ogólną biomasę, w nieużytkach miejskich temperatura podłoża jest niższa nawet o 18% w porównaniu do intensywnie użytkowanego trawnika. Roślinność nieużytków miejskich pozwala ograniczyć ewaporację. W przypadku zbiorowisk roślinnych wilgotność wierzchnich warstw gleby była wyższa nawet o 150% w porównaniu do intensywnie użytkowanego trawnika.

Roślinność nieużytków miejskich nie jest wystarczająco reprezentowana w dokumentach planistycznych, co wymaga zmiany. Poprawa może przyczynić się do bardziej zrównoważonego i efektywnego zarządzania zielenią miejską, odpowiadając jednocześnie na wyzwania związane z adaptacją miast do zmian klimatu. Ponad 62% siedlisk leśnych zidentyfikowanych w miastach uwzględniono w dokumentach planistycznych. W przypadku siedlisk synantropijnych jedynie 28,4% zidentyfikowanych siedlisk uwzględniono w dokumentach planistycznych.

7. Literatura

- Aldana-Domínguez, J., Rojas Quezada, C., Munizaga, J., Moschella, P., Stamm, C., & Martínez, C. (2024). Urban Wetland Losses and Land-Use Conservation Challenges in Three Latin American Cities. In C. Rojas Quezada (Ed.), *Urban Wetlands in Latin America: Protection, Conservation, Innovation, Restoration, and Community for Sustainable and Water Sensitive Cities* (pp. 3–18). Springer Nature Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-031-69590-2_1
- Bonthoux, S., Brun, M., Di Pietro, F., Greulich, S., & Bouché-Pillon, S. (2014). How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. *Landscape and Urban Planning*, 132, 79–88. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.010>

- Boyce, R. L. (2009). Invasive Shrubs and Forest Tree Regeneration. *Journal of Sustainable Forestry*, 28(1–2), 152–217.
<https://doi.org/10.1080/10549810802626449>
- Bradley, B. A. (2014). Remote detection of invasive plants: A review of spectral, textural and phenological approaches. *Biological Invasions*, 16(7), 1411–1425.
<https://doi.org/10.1007/s10530-013-0578-9>
- Brom, P., Engemann, K., Breed, C., Pasgaard, M., Onaolapo, T., & Svenning, J.-C. (2023). A Decision Support Tool for Green Infrastructure Planning in the Face of Rapid Urbanization. *Land*, 12(2), Article 2.
<https://doi.org/10.3390/land12020415>
- Degórska, B., & Degórski, M. (2017). Green infrastructure as a very important quality factor in urban areas—Warsaw case study. *Europa XXI*, 32, 51–70.
<https://doi.org/10.7163/Eu21.2017.32.4>
- Dzierżanowski, K., Popek, R., Gawrońska, H., Saebø, A., & Gawroński, S. W. (2011). Deposition of particulate matter of different size fractions on leaf surfaces and in waxes of urban forest species. *International Journal of Phytoremediation*, 13(10), 1037–1046. <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.552929>
- Ewidencja gruntów i budynków (EGiB)*. Geoportal.gov.pl. Dostęp 5 Luty 2025, <https://www.geoportal.gov.pl/pl/dane/ewidencja-gruntow-i-budynkow-egib/>
- Forrest, M., & Konijnendijk, C. (2005). A History of Urban Forests and Trees in Europe. In C. Konijnendijk, K. Nilsson, T. Randrup, & J. Schipperijn (Eds.), *Urban Forests and Trees* (pp. 23–48). Springer-Verlag.
https://doi.org/10.1007/3-540-27684-X_3

- Gandy, M. (2013). Marginalia: Aesthetics, Ecology, and Urban Wastelands. *Annals of the Association of American Geographers*, 103(6), 1301–1316.
<https://doi.org/10.1080/00045608.2013.832105>
- Gawryszewska, B. J., Łepkowski, M., Pietrych, Ł., Wilczyńska, A., & Archiciński, P. (2024). The Structure of Beauty: Informal Green Spaces in Their Users' Eyes. *Sustainability*, 16(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/su16041619>
- González-Montelongo, C., & Pérez-Vargas, I. (2021). Is an invasive alien tree able to sustain a similar lichen diversity as the native forest? The case of the sweet chestnut (*Castanea sativa* Mill.) and the laurel forest in Macaronesia. *Forest Ecology and Management*, 488, 119009.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119009>
- GUGiK. (2024). Główny Urząd Geodezji i Kartografii, [Head Office of Geodesy and Cartography]. <https://www.gov.pl/web/gugik>
- GUS. (2024). *Powierzchnia i ludność w przekroju terytorialnym w 2024 roku*. stat.gov.pl. <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/ludnosc/ludnosc/powierzchnia-i-ludnosc-w-przekroju-terytorialnym-w-2024-roku,7,21.html>
- Hobbs, R. J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J. S., Bridgewater, P., Cramer, V. A., Epstein, P. R., Ewel, J. J., Klink, C. A., Lugo, A. E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D. M., Sanderson, E. W., Valladares, F., Vilà, M., Zamora, R., & Zobel, M. (2006). Novel ecosystems: Theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15(1), 1–7.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x>

- Hulicka, A. (2023). Miasta zrównoważone. Green city, eco-city i smart city-koïncydencja pojęć. *Prace Komisji Krajobrazu Kulturowego*, 49 (1).
<https://bibliotekanauki.pl/articles/10627967.pdf>
- Ivey, M., & Leege, L. M. (2023). Life After Privet: Plant Community Dynamics in a Forested Wetland Following Removal of the Invasive *Ligustrum sinense* Lour. *Castanea*, 88(1), 49–60. <https://doi.org/10.2179/0008-7475.88.1.49>
- Jordan, N. R., Larson, D. L., & Huerd, S. C. (2008). Soil modification by invasive plants: Effects on native and invasive species of mixed-grass prairies. *Biological Invasions*, 10(2), 177–190. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9121-1>
- Kati, V., & Jari, N. (2016). Bottom-up thinking—Identifying socio-cultural values of ecosystem services in local blue–green infrastructure planning in Helsinki, Finland. *Land Use Policy*, 50, 537–547.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.09.031>
- Lakes, T., & Kim, H.-O. (2012). The urban environmental indicator “Biotope Area Ratio”—An enhanced approach to assess and manage the urban ecosystem services using high resolution remote-sensing. *Ecological Indicators*, 13(1), 93–103.
- Li, F., Wang, R. S., & Zhao, D. (2014). Urban Ecological Infrastructure based on ecosystem services : status, problems and perspectives. *Shengtai Xuebao/ Acta Ecologica Sinica*, 34, 190–200. <https://doi.org/10.5846/stxb201307181908>
- Machon, N. (2021). Urban Wastelands Can Be Amazing Reservoirs of Biodiversity for Cities. In F. Di Pietro & A. Robert (Eds.), *Urban Wastelands: A Form of Urban Nature?* (pp. 11–26). Springer International Publishing.
https://doi.org/10.1007/978-3-030-74882-1_1

- Mathey, J., & Rößler, S. (2021). Approaches to Developing Urban Wastelands as Elements of Green Infrastructure. In F. Di Pietro & A. Robert (Eds.), *Urban Wastelands: A Form of Urban Nature?* (pp. 273–294). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-74882-1_13
- Matter, N. M., & Gado, N. G. (2024). Constructed wetlands nature-based solutions to enhance urban resilience in Egyptian cities. *HBRC Journal*, 20(1), 231–255. <https://doi.org/10.1080/16874048.2024.2311521>
- Maurel, N., Salmon, S., Ponge, J.-F., Machon, N., Moret, J., & Muratet, A. (2010). Does the invasive species *Reynoutria japonica* have an impact on soil and flora in urban wastelands? *Biological Invasions*, 12(6), 1709–1719. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9583-4>
- McBride, J. R. (2017). *The World's Urban Forests: History, Composition, Design, Function and Management* (Vol. 8). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-52108-4>
- Mei, A., Manzo, C., Zampetti, E., Petracchini, F., & Paciucci, L. (2017). A multi-source approach for Environmental Point of Interest detection in landfills. *RENDICONTI ONLINE DELLA SOCIETÀ GEOLOGICA ITALIANA*, 42/2017. <https://doi.org/10.3301/ROL.2017.10>
- Melon, M., Sikorski, P., Archiciński, P., Łaskiewicz, E., Hoppa, A., Zaniewski, P., Zaniewska, E., Strużyński, W., Sudnik-Wójcikowska, B., & Sikorska, D. (2024). Nature on our doorstep: How do residents perceive urban parks vs. biodiverse areas? *Landscape and Urban Planning*, 247, 105059. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2024.105059>

- Miyawaki, A., & Golley, F. B. (1993). Forest reconstruction as ecological engineering. *Ecological Engineering*, 2(4), 333–345. [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(93\)90002-W](https://doi.org/10.1016/0925-8574(93)90002-W)
- M.P. 2001 nr 26 poz. 432. *Koncepcja polityki przestrzennego zagospodarowania kraju z 2001 roku [The concept of spatial development policy of the country from 2001]*.
- Muller, N., Werner, P., & Kelcey, J. G. (2010). *Urban Biodiversity and Design*. John Wiley & Sons.
- Muratet, A., Muratet, M., Pellaton, M., Brun, M., Baude, M., Shwartz, A., & Fontaine, C. (2021). Wasteland, a Refuge for Biodiversity, for Humanity. In F. Di Pietro & A. Robert (Eds.), *Urban Wastelands: A Form of Urban Nature?* (pp. 95–120). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-74882-1_5
- Nascimbene, J., Lazzaro, L., & Benesperi, R. (2015). Patterns of β -diversity and similarity reveal biotic homogenization of epiphytic lichen communities associated with the spread of black locust forests. *Fungal Ecology*, 14, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2014.10.006>
- Nasir, H., Iqbal, Z., Hiradate, S., & Fujii, Y. (2005). Allelopathic Potential of Robinia pseudo-acacia L. *Journal of Chemical Ecology*, 31(9), 2179–2192. <https://doi.org/10.1007/s10886-005-6084-5>
- Nassauer, J. I. (1995). Messy Ecosystems, Orderly Frames. *Landscape Journal*, 14(2), 161–170. <https://doi.org/10.3368/lj.14.2.161>
- Neyns, R., & Canters, F. (2022). Mapping of urban vegetation with high-resolution remote sensing: A review. *Remote Sensing*, 14(4), 1031.
- Nowak, D. J. (2006). Institutionalizing urban forestry as a “biotechnology” to improve environmental quality. *Urban Forestry & Urban Greening*, 5(2), 93–100. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.04.002>

Obwieszczenie Ministra Rozwoju i Technologii z dnia 29 stycznia 2024 r. W sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu rozporządzenia Ministra Rozwoju, Pracy i Technologii w sprawie ewidencji gruntów i budynków (Dz.U. 2024 poz. 219).

Pruchniewicz, D. (2017). Abandonment of traditionally managed mesic mountain meadows affects plant species composition and diversity. *Basic and Applied Ecology*, 20, 10–18. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.01.006>

Pyšek, P., & Richardson, D. M. (2010). *Invasive species, environmental change and management, and health.*

Qing-Hua, G. U. O., Tian-Yu, H. U., Qin, M. A., Ke-Xin, X. U., Qiu-Li, Y., Qian-Hui, S. U. N., Yu-Mei, L. I., & Yan-Jun, S. U. (2020). Advances for the new remote sensing technology in ecosystem ecology research. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 44(4), 418. <https://doi.org/10.17521/cjpe.2019.0206>

Ribbe, L., Dekker, G., & Thapak, G. (2024). Chapter 6—Urban wetlands and water bodies. In V. R. Shinde, R. R. Mishra, U. Bhonde, & H. Vaidya (Eds.), *Managing Urban Rivers* (pp. 91–107). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85703-1.00007-9>

Sikorska, D., Łaszkiwicz, E., Krauze, K., & Sikorski, P. (2020). The role of informal green spaces in reducing inequalities in urban green space availability to children and seniors. *Environmental Science & Policy*, 108, 144–154. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.03.007>

Sikorski, P., Gawryszewska, B., Sikorska, D., Chormański, J., Schwerk, A., Jojczyk, A., Ciężkowski, W., Archiciński, P., Łepkowski, M., Dymitryszyn, I., Przybysz, A., Wińska-Krysiak, M., Zajdel, B., Matusiak, J., & Łaszkiwicz, E. (2021). The value of doing nothing – How informal green spaces can provide comparable

- ecosystem services to cultivated urban parks. *Ecosystem Services*, 50, 101339.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101339>
- Sobol, E. (2005). *Słownik języka polskiego PWN*. Wydawn. Naukowe PWN.
- Turchetto, F., Araujo, M. M., Griebeler, A. M., Callegaro, R. M., Fortes, F. de O., & Mezzomo, J. C. (2023). Effect of the removal of regenerating individuals on the seedling bank dynamics in plant communities. *Revista Árvore*, 47, e4717.
<https://doi.org/10.1590/1806-908820230000017>
- Vítková, M., Müllerová, J., Sádlo, J., Pergl, J., & Pyšek, P. (2017). Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 384, 287–302.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.057>
- Wang, Z., Chen, X., Huang, N., Yang, Y., Wang, L., & Wang, Y. (2022). Spatial Identification and Redevelopment Evaluation of Brownfields in the Perspective of Urban Complex Ecosystems: A Case of Wuhu City, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(1), Article 1.
<https://doi.org/10.3390/ijerph19010478>
- Xiong, B., Han, S., Messerschmidt, T. C., Kirwan, M. L., Gedan, K., & Qi, M. (2024). Early detection of invasive *Phragmites australis* at the tidal marsh-forest ecotone with airborne LiDAR. *Ecological Indicators*, 167, 112651.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112651>
- Yeremenko, N. S. (2019). Ruderal vegetation in Kryvyi Rih (Ukraine). The class of Robinietaea. *Hacquetia*, 18(1).
- Zhang, F., Shao, Y., Huang, H., & Jupar, B. (2021). Review of urban remote sensing research in the last two decades. *Shengtai Xuebao/ Acta Ecologica Sinica*, 41, 3255–3276. <https://doi.org/10.5846/stxb201912272813>

8. Publikacje naukowe

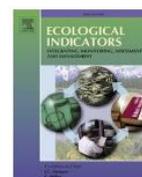
8.1. Artykuł I

da Silva, A. R., Demarchi, L., Sikorska, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Józwiak, J. i Chormański, J. (2022). Multi-source remote sensing recognition of plant communities at the reach scale of the Vistula River, Poland. *Ecological Indicators*, *142*, 109160. [DOI:10.1016/j.ecolind.2022.109160](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109160),



Contents lists available at ScienceDirect

Ecological Indicators

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecolind

Original Articles

Multi-source remote sensing recognition of plant communities at the reach scale of the Vistula River, Poland

Anderson Rodrigo da Silva^{a,*}, Luca Demarchi^b, Daria Sikorska^c, Piotr Sikorski^c, Piotr Archiciński^c, Jacek Józwiak^d, Jarosław Chormański^c^a Statistics and Geoprocessing Laboratory, Goiano Federal Institute, Geraldo Silva Nascimento Road, Km 2.5, 75790-000 Urutaí, Goiás, Brazil^b Institute of Geodesy and Geoinformatics, Wrocław University of Environmental and Life Sciences, Norwida 25, 50-375 Wrocław, Poland^c Department of Remote Sensing and Environmental Assessment, Institute Environmental Engineering, Warsaw University of Life Sciences (SGGW), Nowoursynowska 159, 02-776 Warsaw, Poland^d Department of Revitalization and Architecture, Institute of Civil Engineering, Warsaw University of Life Sciences (SGGW), Nowoursynowska 159, 02-776 Warsaw, Poland

ARTICLE INFO

Keywords:

Riparian vegetation
Hyperspectral imagery
Canopy height model
Random Forest
Feature selection

ABSTRACT

The seasonal occurrence of plant communities in rivers' reaches has a direct impact on the flow resistance and sediment dynamics. Monitoring the occurrence of plant communities and their habitats can be of great importance to understand bio-geomorphological changes and hydrological processes and to assess human-induced changes. This work focuses on combining different remote sensors' data acquired from an unmanned aerial vehicle (UAV) to feed Random Forest models for the recognition of plant communities in reaches of the Vistula River. Botanical surveys were carried out on more than two thousand field plots along the reaches, each being manually classified into nine different communities. Hyperspectral and RGB (Red-Green-Blue) images were collected with UAV over the botanical plots and merged with a LiDAR-based (Light Detection and Ranging) canopy height model. The modelling strategy consisted of fitting Random Forests using uncorrelated scores of principal components. A novel approach is presented to select discriminant features in the presence of high correlations after applying a ridge regularization on the inverse of the covariance matrix. We show how specific combinations of sensors' features can impact the model's accuracy, which reached more than 90% for dominating shrubs and trees such as *Salicetum triandro-viminalis*, *Salicetum albo-fragilis* and *Chelidonio-Aceretum*. On the other hand, the fitted model was not as accurate to classify plant communities such as *Agropyretalia* and *Calamagrostietum*.

1. Introduction

Riparian vegetation interacts with water flow of rivers, influencing their hydraulic properties (Green, 2005; Warmink et al., 2013; D'Ippolito et al., 2021; Lama et al., 2021). Likewise, hydro-sedimentary dynamics affects fluvial landforms and vegetation in different spatiotemporal scales (Tabacchi et al., 2019). Thus, vegetation is also a good indicator of flow dynamics and erosion along meandering rivers (Hupp and Osterkamp, 1996). Under the biological and ecological point of view, river reaches and islands are dynamic environments due to the

hydrogeomorphological processes and flooding events (Martin, 2003; Vanbergen et al., 2017; Tornabene et al., 2018; Faleńczyk-Koziróg et al., 2019).

Vistula is one of the largest rivers of Western and Central Europe (Solon et al., 2018). In its middle section, vegetation has a large influence on high flows, since it occurs mainly in the floodplains, where inundation hazard is constant (Wierzbiński et al., 2021). Due to their spatial isolation, the river's islands can serve as refuge of many species of plants and animals, and as a place to track colonization processes ((Faleńczyk-Koziróg et al., 2019) and human-induced changes.

Abbreviations: HSI, hyperspectral image; CHM, canopy height model; RGB, channels red-green-blue; Agr, *Agropyretalia*; Cal, *Calamagrostietum*; ChA, *Chelidonio-Aceretum*; CyL, *Cyperus-Limosella*; Pha, *Phalaridetum*; Saf, *Salicetum albo-fragilis*; Stv, *Salicetum triandro-viminalis*; Sol, *Rudbeckio-Solidaginetum*; XaC, *Xanthio-Chenopodietum*.

* Corresponding author.

E-mail addresses: anderson.silva@ifgoiano.edu.br (A.R. da Silva), daria_sikorska@sggw.pl (D. Sikorska), piotr_sikorski@sggw.pl (P. Sikorski), piotr_archicinski@sggw.edu.pl (P. Archiciński), jaroslaw_chormanski@sggw.edu.pl (J. Józwiak), jacek_jozwiak@sggw.edu.pl (J. Chormański).

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109160>

Received 29 April 2022; Received in revised form 7 July 2022; Accepted 8 July 2022

Available online 16 July 2022

1470-160X/© 2022 The Author(s). Published by Elsevier Ltd. This is an open access article under the CC BY license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

In such a particularly variable environment and complex mosaic of ecosystems, it can be difficult to identify the extent of vegetation for the conservation of valuable resources (Castello et al., 2021). Moreover, riparian vegetation are non-permanent communities and only visible for a short period of time during the year, which makes it difficult to be identified spatially (Rollet et al. 2014). The same is observed with protected (ecologically valuable) threatened ephemeral wetland plant communities in summer-dry shoreline habitats (Böckelmann et al. 2017).

Predicting the occurrence and succession of plant communities can be of remarkable importance to understand fluvial geomorphological changes, especially for researches involving numerical modelling of flow and sediment dynamics (Gunnell, 2014; Rowiński et al., 2018) or the effects of river restoration over time (Bauer et al. 2018). However, that bridging task remains a core challenge. One reason is that evaluating the floristic complex through classical approaches (Amoros & Wade, 1996) can be considered (Tabacchi et al., 2019) very sensitive to local and regional settings and may limit generalizations concerning different rivers' systems or scales. Another reason might be related not only to mapping but also how to treat the broad combinations of plant communities found in natural streams and channels in simulation models (D'ippolito et al. 2021). New opportunities to understand riparian vegetation dynamics can be found with remote sensing (Huylenbroeck et al., 2020).

Nonetheless, in species-rich floodplain areas, it remains challenging to obtain high-accurate classification models, even using hyperspectral imagery (Richter et al., 2016), mainly due to the mixture of vegetation and other types of land covers (Nguyen et al., 2019), but also due to the variations in atmospheric and light conditions. Combining visible, multi- or hyperspectral images with elevation data has been proven to build accurate models for classification of urban trees (Alonzo et al., 2014), conifer species (Scholl et al., 2021; Weinstein et al., 2021), plant communities in wetlands (Martínez Prentice et al., 2021), grasslands of river valleys (Demarchi et al., 2020), fens (Szporak-Wasilewska et al., 2021) and riparian vegetation (Shendryk et al., 2016; Peerbhay et al., 2021).

Given the power and flexibility of decision tree-based models in dealing with complex data in terms of scale, dimension and nonlinearity (Breiman, 2001; Hastie et al., 2009; Gregorutti et al., 2017), Random Forests have been widely used (Nguyen et al., 2019; Pham et al., 2019; Demarchi et al., 2020; Rommel et al., 2022) either as the main machine learning technique or as reference to classify plant species, in many cases with comparable or higher performance.

However, monitoring vegetation communities along river reaches is still a challenging task, requiring the combination of advanced and expensive remote sensors and robust prediction models. The objective of this work is to unravel important features from multi-sensor UAV data sets to recognize and discriminate plant communities in reaches of the Vistula River.

2. Material and methods

2.1. Study site

The focus studied area of this work is the reach downstream of two islands of the Middle Vistula River, centered at the geographical coordinates 52° 22' 40.8" N and 20° 52' 40.8" E, in the northern region of Warsaw, Central Poland (Fig. 1). The climate, according to the Köppen-Geiger classification, is cold without a dry season, with a warm summer (type Dfb) (Beck et al., 2018). The average annual precipitation is between 530 and 580 mm (Żmudzka et al., 2019). The average annual temperature ranges from -1.2 to -0.6 °C in the winter, and from 18.1 to 19.1 °C in the summer. In that section the river cuts through an upper terrace developed in Pleistocene (Mojski, 1980) where the average elevation is 75 m *a.s.l.* The northern island has as length of approximately 2.3 km and 54.9 ha; the southern, about 3.0 km and 90.2 ha. The cross-section varies between 450 and 700 m wide. The whole area is located within the nature reserve area 'Ławice Kiełpińskie'. In the summer of 2020, from September 3 through 23, sampling campaigns were performed along the reach, consisting of: a) botanical surveys, b) UAV data acquisitions.

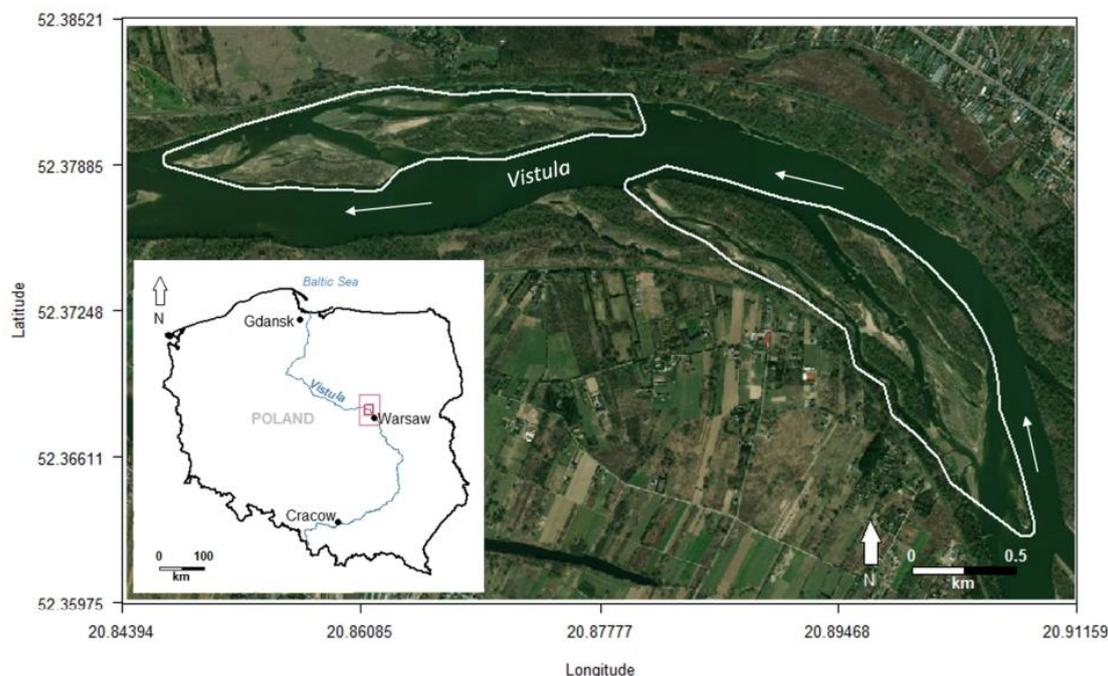


Fig. 1. Orthoimage of two islands along the sampled reaches of the Middle Vistula River.

2.2. Botanical surveys

A total of 2,150 field plots of dimensions 2×2 m were systematically taken throughout the two reach sections, with the central point being georeferenced. The plot location was defined so that the vegetation composition was as homogeneous as possible. In each plot, a floristic analysis was done and the predominant plant community was identified in accordance with Matuszkiewicz (2001) and Isbirdina and Isbirdin (1991) for *Robinietaea* forest class. Nine plant communities were identified – one order, *Agropyretalia*, and eight associations of species (Fig. 2).

In Fig. 2 (A, B and E) there are semi-open pioneer and semi-dry and wet grasslands. The most stabilized habitats are overgrown, with grassland plant communities with *Elymus repens* (A), *Calamagrostis epigejos* (B) and *Phalaris arundinacea* (H). Those are only relocated during stronger floods every few years (Leuschner and Ellenberg, 2018).

Fig. 2 (F and I) depicts the short-lived *Isoëto-Nanojuncetea*, ephemeral wetland plant communities occurring in summer-dry shoreline habitats. They occur on periodically wet soils and are inconspicuous plant communities temporarily appearing on the river banks and muddy areas that from time to time can be covered with water or remain dry for months or years. They are being particularly characteristic for Central European large riverine ecosystems and are well described in the literature. They are the most fragile habitats, frequently washed out and displaced every year, even after small waterlogging (Leuschner and Ellenberg, 2018).

Fig. 2 (D, G and H) shows the most stable plant communities – riparian forests (D) and willow shrublands (G) with *Salix* sp. (Leuschner and Ellenberg, 2018). Natural succession processes are however accompanied here by biological invasions resulting in the formation of herbaceous vegetation (H) and riparian forests with invasive species (C).

The data of plant communities' occurrence were used to compute

spatial estimates of Shannon's entropy (diversity) index (H').

$$H'(d) = - \sum_{i=1}^{S_d} p_i \log(p_i)$$

where p_i is the relative abundance of the i th plant community within a spatial radius d , the lagging distance. We set d ranging from 10 to 500 m.

2.3. Sensor data and pre-processing

Along with the botanical campaigns, we acquired data from three different sensors mounted on a UAV DJI Matrice 600, flown at a flight speed of 5.5 m s^{-1} at 75 m above ground, between 10:00 and 2:00 pm. The data acquired are:

- (I) Visible (RGB) images from a digital camera (APS-C) model Sony ILCE-6000, with 6000×4000 pixels.
- (II) Hyperspectral images (HSI) from a digital camera model Senop HSC-2, 1264×1264 pixels, 36.8° field of view (FOV), spatial resolution of $\sim 5 \text{ cm px}^{-1}$, registering nineteen bands centered at wavelengths ranging from 510 to 865 nm. The images collected as raw digital numbers were converted into radiance ($\text{Wm}^{-2} \text{sr}^{-1} \text{nm}^{-1}$) using the gain lab-derived values provided by the imager. The dark object subtraction method was used for radiometric calibration. To account for spatial misalignment, we applied the translational geometric correction based on HOG (histogram of oriented gradient) descriptor implemented in the R package *hyperbrick* (Da Silva, 2022) for band-to-band registration.
- (III) LiDAR (Light Detection And Ranging) data from the laser sensor VLP16 (Velodyne 16E), 15° vertical FOV, with density of ~ 50

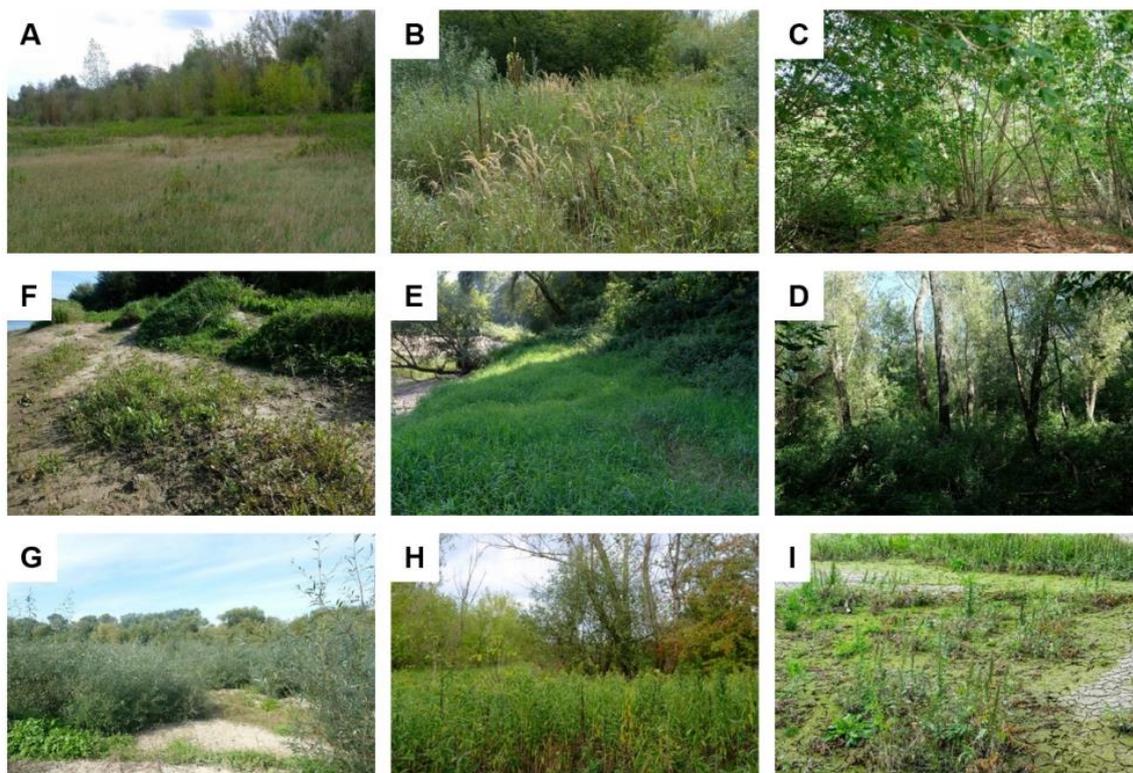


Fig. 2. Image samples of the plant communities found along the reaches of the Vistula River. A: *Agropyretalia* ($n = 26$), B: *Calamagrostietum* ($n = 52$), C: *Chelidonio-Aceretum* ($n = 252$), D: *Salicetum albo-fragilis* ($n = 246$), E: *Phalaridetum* ($n = 298$), F: *Cyperus-Limosella* ($n = 374$), G: *Salicetum triandro-viminalis* ($n = 426$), H: *Rudbeckio-Solidaginetum* ($n = 128$), I: *Xanthio-Chenopodietum* ($n = 267$).

points m^{-2} . The data were first subjected to strip alignment to correct for boresight error caused by the offset of the laser scanner on different flight lines. Afterwards, outliers were removed from the 3-dimensional point cloud, identifying noise points by determining whether the distance from a point to its nearest neighboring point is larger than a threshold, as described by [Zhao et al. \(2022\)](#). Then the digital terrain model and the digital surface model of the islands were obtained using linear interpolation, with cell size of 0.25 m and 2 m buffer. Both models were then combined to obtain the digital canopy height model (CHM). We processed the data with the software LIDAR360 (GreenValley International Inc.).

A spatial mask of botanical polygons was applied to the three raster products (RGB, hyperspectral images and CHM) separately. The resulting products were resampled to match the CHM products dimensions (8×8 px, ~ 0.25 m px^{-1}) using bilinear interpolation and then combined together to form hypercubes with 23 layers, which correspond to the RGB (3), hyperspectral (19) and CHM (1) products. The spatial data were managed in R version 4.1.1 (r-project.org) with the packages *raster* ([Hijmans, 2021](#)) and *sp* ([Bivand, Pebesma and Gomez-Rubio, 2013](#)).

2.4. Modelling strategy

We re-arranged the first two dimensions of each botanical hypercube ($8 \times 8 \times 23$) to obtain a matrix of $[2150 \times 64]$ rows and 23 columns for training the pixel-based classifier of plant communities' classes. To avoid noise pixels due to soil, water or plant mixture, we trimmed each row-subset (a sample, 64×23) with its interquartile range, using only the values between the first and third quartiles, so that each sample consists of a matrix of dimensions 32×23 . Each sample corresponding to a botanical plot was labelled with its respective plant community name ([Fig. 2](#)). For training, we also used sixty samples of bare soil data (no vegetation) and twenty-one samples of water.

We fitted Random Forest models to predict the classes of plant communities. To avoid the impact of high-correlated features, as we especially noticed among the hyperspectral bands, in the model's accuracy and instability of feature selection through the permutation measure ([Gregorutti et al., 2017](#); [Darst et al., 2018](#)), the models were trained using the scores of uncorrelated principal components, thus reducing dimension of the original data set. Furthermore, to compute the discriminant value of features considering the same problem-

context, we obtained a ridge estimate of the inverse of the covariance matrix, $\hat{\Omega}(\lambda)$, through the penalized maximum likelihood method ([van Wieringen and Peeters, 2016](#)), where the penalty parameter $\lambda > 0$ was determined using a cross-validation technique. Hence, with $\hat{\Omega}(\lambda)$, we adapted the [Singh's \(1981\)](#) criterion, originally proposed to measure importance of variables in genetic divergence studies, to identify discriminant features, relying on the contribution, S_j , of each feature ($j = 1, 2, \dots, 23$) to the matrix of Mahalanobis distances among observation vectors ($\mathbf{x}_i, i = 1, 2, \dots, n$).

$$S_j = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{k>i}^n (x_{ij} - x_{kj})(\mathbf{x}_i - \mathbf{x}_k) \hat{\Omega}(\lambda)_j$$

To train the Random Forest models, the score data were split into training (70 %) and testing (30 %) parts. With the training data, a 5-fold cross-validation strategy was used to assess the classifier accuracy and to select the number of randomly selected predictors - the tuning parameter. The testing data set was used to compute the confusion matrix, the misclassification rate and the Kappa index. [Fig. 3](#) synthesizes the methods employed. The machine learning training was performed in R, with the package *caret* ([Kuhn, 2008](#)).

The distance relationship among classes was represented in a network plot ([Epskamp et al., 2012](#); [Da Silva et al., 2016](#)). This graphical method was also employed to examine the confusion matrices and the correlation (Pearson's coefficient) matrix of features.

Finally, to account for the impact of sensor type on the accuracy of the models, we applied the same modelling strategy using the scores computed separately for each sensor data and the following combinations: HSI, RGB, CHM, HSI + CHM, RGB + CHM.

3. Results

A preliminary analysis of the plant communities' diversity at the reach scale was performed by calculating the Shannon index as a function of the distance between sampling points ([Fig. 4](#)). The average value of the Shannon index increases exponentially, reaching a local plateau at around 150 m. The ratio of entropy between points distant 10 and 150 m is around 6. In addition, the number of communities increases five times, up to 5 different communities. In average, there are three or more communities in a spatial radius 50 m long or longer. Within a radius of 15 m, there are at least two communities. The spatially closest co-occurrences were found in two groups: 1) *Chelidonio-Aceretum* and

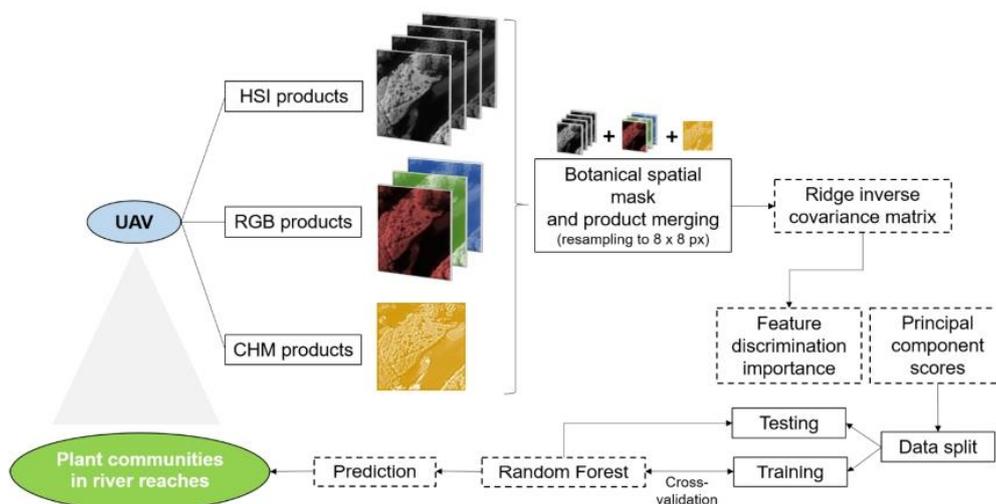


Fig. 3. Flowchart of data processing and modelling. Dashed nodes indicate data analysis procedures. UAV: unmanned aerial vehicle, HSI: hyperspectral images, RGB: red-green-blue images, CHM: digital canopy height model.

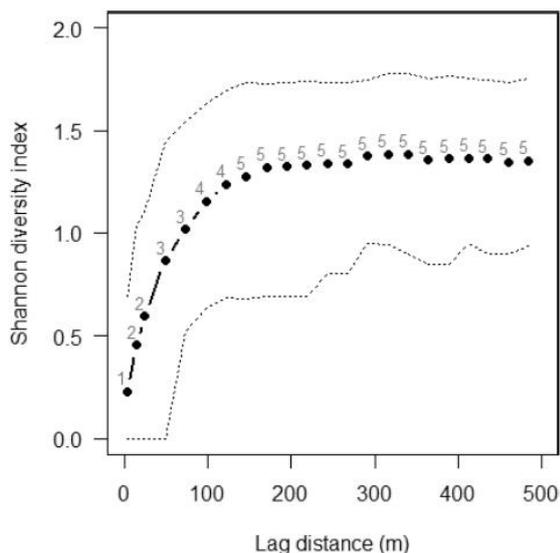


Fig. 4. Shannon diversity index as a function of the lag distance between sampling points. Dotted lines indicate the 10th and 90th percentiles. The average richness of plant communities is indicated above each point.

Salicetum albo-fragilis; and 2) *Cyperus-Limosella*, *Salicetum triandro-viminalis*, *Phalaridetum* and *Xanthio-Chenopodietum*.

Classification results based on Random Forest models are presented in Table 1. Based on the hyperspectral bands alone, the classification overall accuracy was equal to 88.4 %, while CHM-based and RGB-based classifications presented low overall accuracies (38.7 % and 34.7 %, respectively). Combining CHM with HSI increased the accuracy in 5.4 % with respect to HSI. And combining RGB with CHM promoted an increase of more than 30 % in overall accuracy with respect to RGB. For some classes, such as *Chelidonio-Aceretum*, *Salicetum albo-fragilis*, *Salicetum triandro-viminalis* and water, RGB + CHM can provide at least 70 % of accuracy, while poor predictions (<30 % accuracy) would be made for *Agropyretalia* or *Calamagrostietum*. On the other hand, using all features from the three sensors resulted in 96.5 % of overall accuracy. After selecting the most important features, the fitted Random Forest model had overall accuracy of 90.4 % and at least 85 % accuracy for most classes. In eight out of eleven classes, the error rate with the testing data set was below 10.3 %.

Sensitivity and specificity are class-specific measures of classification quality, based on ‘one-versus-all comparisons’. Sensitivity is the

proportion of positive classifications out of the number of truly positive. Specificity is the proportion of negative classifications out of the number of truly negative. The Random Forest with selected features presented sensitivity values similar to the classification accuracy values, meaning around 75 % for *Agropyretalia* or *Calamagrostietum*. Specificity values were above 99 %.

Through the correlation network (Fig. 5A), we identified sensor-related clusters of features. The RGB channels and the hyperspectral bands presented low values (<0.2) of inter-cluster correlation, but high (~0.80–0.97) positive intra-cluster values. Two sub-clusters of hyperspectral features can be delineated according to the spectral wavelengths, 510–704 and 740–865. CHM presented low (between –0.2 and –0.3) negative correlations with some hyperspectral bands between 585 and 665 nm.

During the Random Forest fitting process, the built-in permutation-based algorithm for feature selection identified principal component PC4 as the most important feature, followed by PC1 (62 % compared with PC4), PC2 (55 %) and PC3 (56 %). By looking into the principal component weights (Fig. 5C), it is noteworthy how canopy height model (CHM) dominates PC4, being thus in accordance with Singh’s criterion (Fig. 5B), with which CHM had 51 % of relative importance in discriminating the classes. Looking at PC1 we can see that the hyperspectral bands from 510 to 715 nm have larger weights. The bands closer to the near-infrared region (740–865 nm) are the representative of PC2. This is also in agreement with Singh’s criterion. Lastly, RGB features are responsible for PC3, amongst which the color blue can be considered the most important (Fig. 5B-C).

Fig. 6A illustrates the similarity relationship among plant communities, indicated by width and proximity of connections. It can be first noticed that spatially closed communities such as *Chelidonio-Aceretum* (ChA) and *Salicetum albo-fragilis* (Saf) are similar in terms of sensor-based responses. The same is observed in a central connection involving *Cyperus-Limosella* (CyL), *Salicetum triandro-viminalis* (Stv), *Phalaridetum* (Pha) and *Xanthio-Chenopodietum* (XaC).

From the confusion matrices in Fig. 6B (RGB data) and 6C (RGB + CHM), we can observe that the crossed misclassification rate with *Chelidonio-Aceretum* and *Salicetum albo-fragilis* is around 8 %. Including the hyperspectral bands reduced that misclassification rate to around 2 % (Fig. 6D-F). That strategy also reduced a higher crossed misclassification error among *Cyperus-Limosella*, *Salicetum triandro-viminalis*, *Phalaridetum* and *Xanthio-Chenopodietum* from around 10 % (Fig. 6B) to 3 % (Fig. 6E-F).

The use of hyperspectral bands was needed to accurately discriminate water and soil pixels (Fig. 6B-C versus D-F), but also to reduce general misclassification, such as of *Phalaridetum* as *Cyperus-Limosella* from 18 % (Fig. 6C) to 4 % (Fig. 6D-F). In fact, selected bands 510, 645,

Table 1

Per-class performance* of the fitted Random Forests based on combinations of hyperspectral bands (HSI), RGB channels and digital canopy height model (CHM) of plant communities: *Agropyretalia* (Agr), *Calamagrostietum* (Cal), *Chelidonio-Aceretum* (ChA), *Cyperus-Limosella* (CyL), *Phalaridetum* (Pha), *Salicetum albo-fragilis* (Saf), *Salicetum triandro-viminalis* (Stv), *Rudbeckio-Solidaginetum* (Sol), *Xanthio-Chenopodietum* (XaC).

Classes	Classification accuracy (%)					All	Sel.	Test error (%)	Sensitivity (%)	Specificity (%)
	HSI	RGB	CHM	HSI + CHM	RGB + CHM					
(Agr)	69.6	14.2	3.2	73.6	28.5	87.5	73.1	25.4	74.6	99.9
(Cal)	79.6	4.4	5.3	83.3	17.0	94.4	74.9	23.1	76.9	99.9
(ChA)	85.1	34.0	44.3	93.8	70.6	96.7	90.0	9.8	90.2	99.3
(CyL)	88.7	42.4	27.8	92.8	59.3	96.5	89.9	10.3	89.7	98.4
(Pha)	87.8	38.3	24.3	94.5	60.8	97.8	90.1	8.1	91.9	97.1
(Saf)	85.0	34.8	61.0	94.7	78.7	97.8	91.5	8.4	91.6	99.7
(Stv)	94.0	55.6	51.0	96.6	77.6	98.7	93.0	6.4	93.6	97.3
(Sol)	76.4	20.5	18.4	89.9	56.2	95.8	88.5	10.2	89.8	99.9
(XaC)	87.8	29.6	20.8	94.2	51.9	97.1	85.2	15.0	85.0	99.4
Sand	84.2	37.8	6.3	86.4	52.6	94.9	90.9	8.1	91.9	100
Water	78.1	62.5	16.8	85.2	74.2	96.8	89.3	10.0	90.0	97.7
Accuracy (%)	88.4	38.7	34.7	93.8	64.5	96.5	90.4			
Kappa (%)	86.6	28.4	24.4	92.9	58.7	96.0	88.8			

*Test error, sensitivity and specificity were calculated using the model with the selected features (Sel.): CHM, bands 510, 645, 715, 815 nm, and colors green and blue.

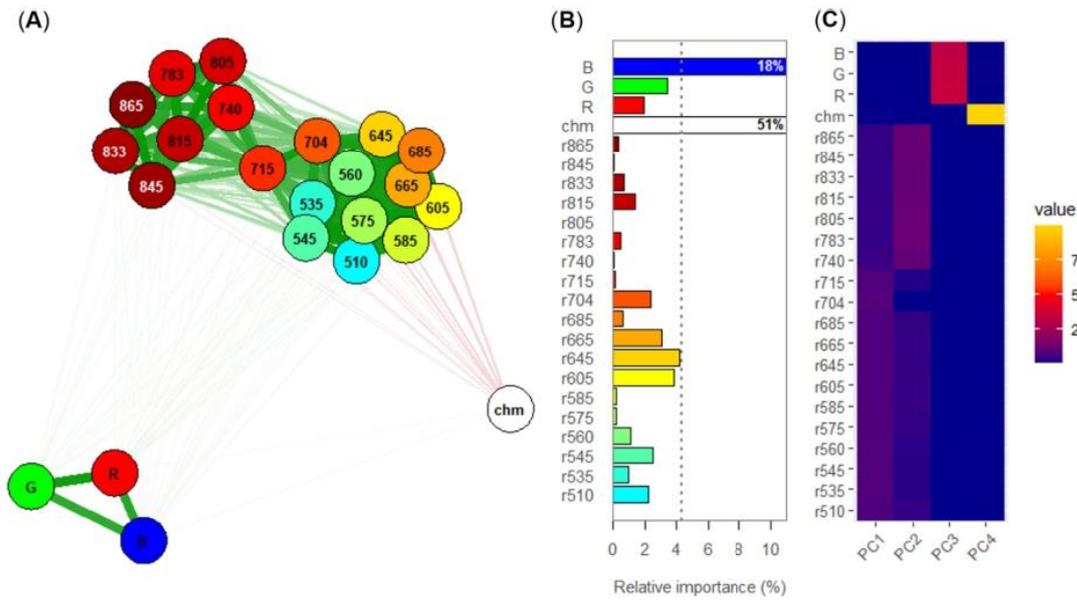


Fig. 5. Correlation network (A), discriminant feature importance (B) and heatmap for the relative weights of features in the first four principal components (C). Legends: r510-r865 are the spectral bands, R, G and B are the channels in the visible spectra. 'chm' is the digital canopy height model. Green connections in (A) indicate positive correlations, whereas line width indicates correlation strength.

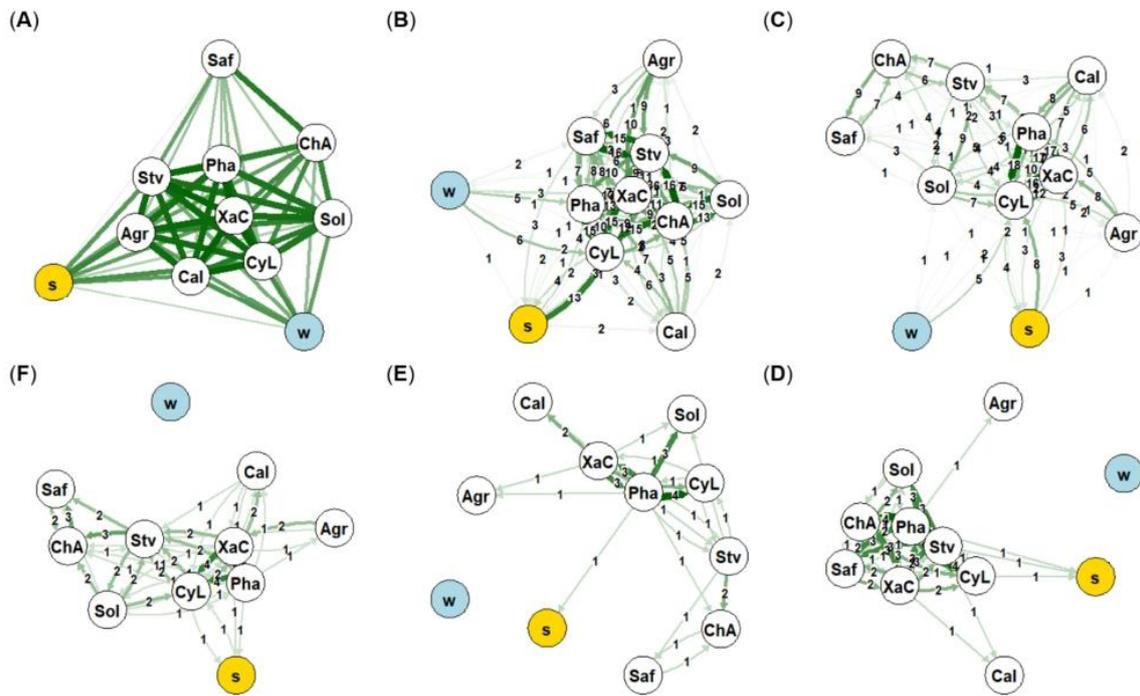


Fig. 6. Network representation of: (A) similarities among plant communities (detail in nodes, s: sand, w: water); (B) confusion (%) matrix of the Random Forest classifier based on RGB channels; (C) confusion matrix based on RGB + CHM, canopy height model; (D) confusion matrix based on HSI - hyperspectral bands; (E) confusion matrix based on HSI + CHM; (F) confusion matrix based on CHM + selected features HSI (bands 510, 645, 715, 815 nm) and colors green and blue.

715, 815 nm improved the overall accuracy in about 26 %, as seen in Table 1. Fig. 7 shows prediction maps obtained with the selected model in an area of high diversity, where six plant communities were found and sampled from. It also illustrates the misclassification rate for low-height

communities such as *Calamagrostietum* and *Xanthio-Chenopodietum*.

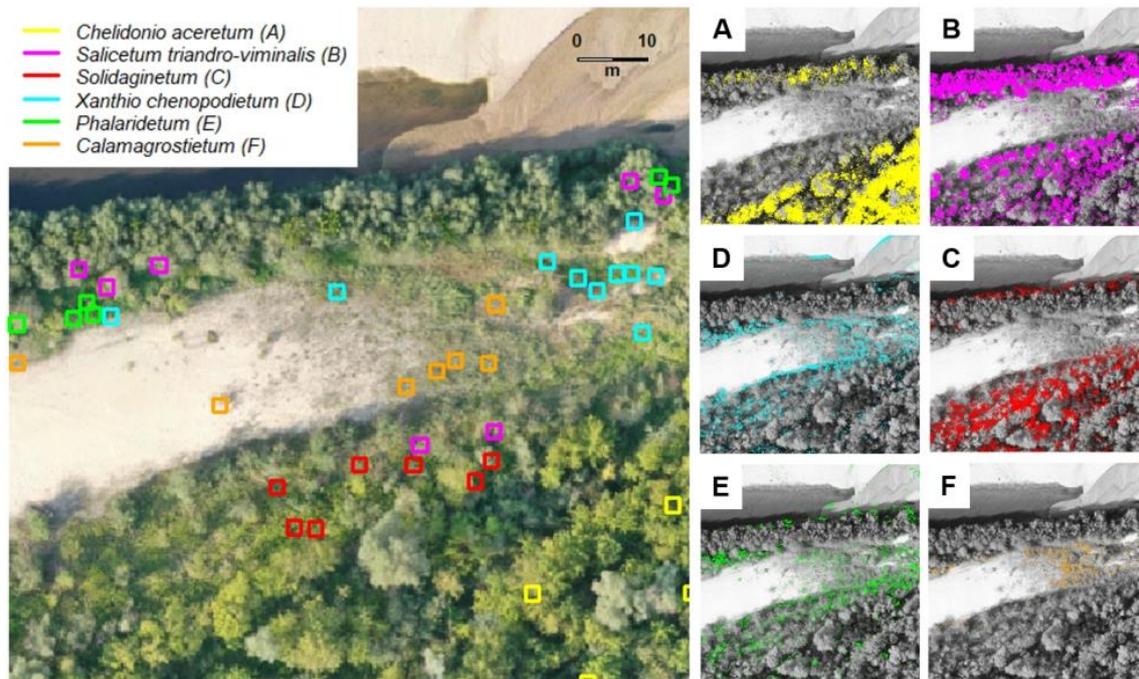


Fig. 7. Focal prediction maps (A-F) on a highly diverse area of the Vistula River, where validation botanical plots (left side, 2 × 2 m) of plant communities were sampled from.

4. Discussion

The occurrence of plant communities in reaches is dynamic and it is related to the successional phases. Detecting these phases can allow rapid verification of biodiversity levels and support conservation efforts (Sikorska et al., 2021). In the studied area, the successional stages of vegetation are determined primarily by water regimes (Gergely et al. 2001). High water levels are followed by accumulated sand bars formed, to a various extent hydrated. Fig. 6A illustrates well such two extreme phases and one with the involvement of invasive species.

The association of plant communities due to succession process can be explained as follows:

- I. Sand transformation → (Agr) *Agropyreteea* / → (Cal) *Calamagrostietum* → (Stv) *Salicetum triandro-viminalis* → (Saf) *Salicetum albo-fragilis* indicates a succession for vegetation on sandy habitats where the sand was deposited more quickly. A group of plant species associated with dry habitats appeared here. The sandy material was eroded largely by wind, and was later stabilized by grasses and later by shrubs and trees. The succession leading to the development of forest takes about 10–20 years (Kollmann et al. 1999). Forest plant communities develop in areas with low water levels over several years, allowing expansion of willows or possibly the establishment of invasive tree *Acer negundo* (Gergely et al. 2001), as shown in Fig. 7;
- II. Water transformation → (CyL) *Cyperus-Limosella* → (XaC) *Xanthio-Chenopodietum* → (Pha) *Phalaridetum* → (Saf) *Salicetum albo-fragilis* occurs in the wetter areas of the islands, where plants typical for moist environments firstly appear and later disappear immediately under the canopy of growing willows (Gergely et al. 2001);
- III. Water transformation → (Sol) *Rudbeckio-Solidaginetum* → (ChA) *Chelidonio-Aceretum* (Fig. 6A and 7) shows the possibility of plant development where invasive plants species occur and establish (Gergely et al. 2001).

Within river reaches plant communities interact, so that the occurrence of some species might limit others'. This concerns especially invasive species (Gergely et al. 2001, Sikorska et al. 2019). For instance, it has been observed (Mitrović et al. 2008, Klimont et al. 2015) that a dynamic increase of *Calamagrostietum* associations can indicate suppression processes of the pioneer vegetation. Likewise, plant communities interact with the environment. And, in the former context, species occurrence is usually sparse and often a spatially heterogeneous phenomenon, in a global (study site) point of view, as it can be inferred from Fig. 4. As observed by Da Silva et al. (2021), that can mean a first and/or second order nonstationary process, when the mean and variance are not constant over the area, or a local character, which makes it difficult to plant communities' classifiers based on parametric models.

A study carried out by Aggarwal et al. (2001) shows intriguing results of distance metrics in high dimensional space. Hence, when dealing with hyperspectral data, distance-based methods such as k nearest neighbors (kNN) should be carefully applied (Hall et al., 2008) or adapted for local neighborhood sizes (Sun et al., 2018). Nevertheless, those findings can explain the accuracy of robust methods such as Random Forest (Ham et al., 2005) when being used to classify plant communities without easily causing overfitting (Zhang et al., 2019). In addition, other studies in literature (Mallinis et al., 2020; Yang et al., 2022) suggest that Random Forests can correctly relate variations on Shannon diversity and multispectral responses of vegetation.

Higher values of species diversity usually result in higher spectral variation, which is why plant diversity can affect the performance of the classifier (Villoslada et al., 2020). This might explain the crossed misclassification (Fig. 6) of the Random Forests for some plant communities responsible for higher diversity indices in smaller areas, specifically with the two groups: (1) *Chelidonio-Aceretum* and *Salicetum albo-fragilis*; and (2) *Cyperus-Limosella*, *Salicetum triandro-viminalis*, *Phalaridetum* and *Xanthio-Chenopodietum*. Associations such as in group (1) are expected in riparian vegetation of Vistula, where *Salicetum albo-fragilis* is expected to dominate the undergrowth (Sikorska et al., 2019). In group (2), the proper classification of *Salicetum triandro-viminalis* can be

convenient to track bio-geomorphological changes, for that community consists of a shrub usually dominated by *Salix* spp., resistant to flooding and cutting by ice packs (Czortek et al., 2020; Schindler et al., 2022). In addition, *Salicetum triandro-viminalis* was the most frequent association observed in the sampled reaches, representing around 20 %.

Classifications through Random Forests can be affected by high correlations, as well as feature selection (Fig. 5). Based on the Random Forest selection algorithm, the two identified clusters of high-correlated hyperspectral bands, 510–715 nm and 740–865 nm, constituted the second and third most important features. This result also characterizes a transition at the red-edge region of high change in reflectance of vegetation, which is well-known for being sensitive to plant cover, chlorophyll content and plant stress (Tavares et al., 2022), and to classify plant communities in wetlands (Villoslada et al., 2020).

The RGB channels, also highly correlated, were as well selected as important features. On the other hand, the most important feature was the canopy height model, not as much correlated with other features. By reconditioning the covariance matrix through the ridge regularization method, we could ease the selection of the high-correlated features. Hence, Singh's criterion (Fig. 5B) was able to identify features that are both important for discrimination and representative of correlated clusters of features. For instance, band 645 nm can represent the first cluster of hyperspectral bands, band 815 nm can represent the second cluster, and channel blue can represent the RGB data. In fact, it can be shown that Singh's criterion highlights the contribution of some discriminating features in the presence of correlation. This was also observed by Silva Junior et al. (2020) while selecting hyperspectral bands to monitor vegetation, noticing that bands with low discrimination ability are generally correlated with some other bands.

Another approach to deal with correlated predictors in Random Forest models is to make use of the Recursive Feature Elimination algorithm (Guyon et al., 2002; Demarchi et al., 2020). However, some findings (Darst et al., 2018) suggest that for high-dimensional and high-correlated data, important features might not be effectively detected. It is also computationally intensive. Our approach, on the other hand, is based on regularization of an ill-behaved covariance matrix that could have been originated from a high-dimensional data set or from high-correlated features, or both. In addition, it can be generalized by using different regularization methods, such as lasso (Friedman et al., 2008).

One clear reason for CHM to be highly discriminant is due to the wide difference in the average height of communities such as *Salicetum triandro-viminalis* (2.65 ± 1.9 m), *Chelidonio-Aceretum* (8.7 ± 6.1 m) and *Salicetum albo-fragilis* (13.8 ± 6.6 m), and the others, whose mean height was below 1 m. In general, we noticed that CHM had more weight on discriminating tall shrubs and trees, and that hyperspectral bands were essential to classify communities such as *Calamagrostietum* and *Cyperus-Limosella*. For instance, the association of *Cyperus-Limosella* develops compact turfs in flooded habitats, with usual occurrence in late summer (Kącki et al., 2021), near to the period when our images were acquired, suggesting that the spectral bands between the red and red-edge region should be effective in reflecting that vegetation in its phenological state when the level of chlorophyll is expected to be higher. In fact, we observed that *Cyperus-Limosella* was highlighted by band 645 nm, whereas the importance of bands 715 and 815 nm is probably mostly explained by pixels from samples of *Calamagrostietum*, that showed the highest average of reflectance.

Probably the importance of the blue and green channels was influenced by the samples of sand, which presented the highest intensity values, while bands 510 nm, 645 and 715 nm discriminated water pixels. With the Random Forest fitted with the selected features, the highest classification error rates were observed (Table 1) with *Agropyretalia* (25.4 %) and *Calamagrostietum* (23.1 %). There seems to be a relation in terms of similarities of pixels of those communities with pixels of soil and water (Fig. 6A, 7F). This is explained by the unevenness occurrence, low proportion of neophytes (Pyšek et al., 2004) and by the estimated low height of plants from those communities (Figs. 2, 7F),

which together can cause disturbances in the homogeneity of pixels in those classes.

5. Conclusions

In this work, hyperspectral and visible images are combined with the digital canopy height model of two islands in the reach scale of the Vistula River and used as predictors in Random Forest models fitted to recognize the main plant communities.

It is shown how important features can be selected in the presence of high correlations by applying a ridge regularization on the covariance matrix, and then using Singh's (1981) criterion to find discriminant features, which could be confirmed by the selection of uncorrelated principal components used to fit the Random Forest classifiers.

Combining five selected spectral bands centered at 510, 645, 715 and 815 nm and the digital canopy height model resulted in a parsimonious model with overall 90 % accuracy for classification of plant communities. Furthermore, it is shed some lights on the relationship between spatial floristic diversity and the performance of the classifiers.

Using the canopy height model as predictor was important for discriminating dominating shrubs and trees such as *Salicetum triandro-viminalis*, *Salicetum albo-fragilis* and *Chelidonio-Aceretum*. On the other hand, the fitted model was not as accurate to classify plant communities such as *Agropyretalia* and *Calamagrostietum*.

The results presented in this work are based on a general single phenological stage. Future works should use them to move towards the selection of important remote sensing features to effectively monitor ecological or hydrological indicator plant communities.

Funding

This research was partially funded by the National Science Centre, Poland (Narodowe Centrum Nauki) [grant: UMO-2017/25/B/ST10/02967].

CRediT authorship contribution statement

Anderson Rodrigo da Silva: Conceptualization, Methodology, Writing – original draft. **Luca Demarchi:** Conceptualization, Methodology. **Daria Sikorska:** Investigation. Revision. **Piotr Sikorski:** Investigation. Revision. **Piotr Archiciński:** Investigation. **Jacek Józwiak:** Investigation. **Jarosław Chormański:** Conceptualization, Supervision.

Declaration of Competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Data availability

Data will be made available on request.

Acknowledgements

To NAWA – Polish National Agency for Academic Exchange [grant: PPN/U LM/2020/1/00025] and CNPq – National Council for Scientific and Technological Development [grant: 309733/2021-9] for granting scholarships to the first author, and to Instituto Federal Goiano [process: 23219.001028.2022-28] for the support with publication.

References

- Aggarwal, C.C., Hinneburg, A., & Keim, D.A. (2001) On the Surprising Behavior of Distance Metrics in High Dimensional Space. In: Van den Bussche J., Vianu V. (eds) Database Theory — ICDT 2001. ICDT 2001. Lecture Notes in Computer Science, vol 1973. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/3-540-44503-X_27.

- Alonzo, M., Bookhagen, B., Roberts, D.A., 2014. Urban tree species mapping using hyperspectral and lidar data fusion. *Remote Sensing of Environment* 148, 70–83. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.03.018>.
- Amoros, C., Wade, P.M., 1996. Ecological successions. In: Petts, G.E., Amoros, C. (Eds.), *The Fluvial Hydrosystems*. Chapman & Hall, London, pp. 211–241.
- Bauer, M., Harzer, R., Strobl, K., Kollmann, J., 2018. Resilience of riparian vegetation after restoration measures on River Inn. *River Research and Applications* 34, 1–10. <https://doi.org/10.1002/rra.3255>.
- Beck, H.E., Zimmermann, N.E., McVicar, T.R., Vergopolan, N., Berg, A., & Wood, E.F. (2018) Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Scientific Data*, 5, 180214. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214>.
- Bivand, R.S., Pebesma, E., Gomez-Rubio, V., 2013. *Applied spatial data analysis with R*, Second edition. Springer, NY.
- Böckelmann, J., Tremetsberger, K., Šumberová, K., Grausgruber, H., Bernhardt, K., 2017. Fitness and growth of the ephemeral mudflat species *Cypero fuscus* in river and anthropogenic habitats in response to fluctuating water-levels. *Flora* 234, 135–149. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.07.012>.
- Breiman, L., 2001. Random Forests. *Machine Learning* 45, 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>.
- Castello, M., Poldini, L., Altabelli, A., 2021. The aquatic and wetland vegetation of Lake Oberdor: an analysis for conservation value assessment of a disappearing lake of the Classical Karst (North East Italy). *Plant Sociology* 58, 75–106. <https://doi.org/10.3897/pls2020581/05>.
- Czortek, P., Dyderski, M.K., Jagodziński, A.M., 2020. River regulation drives shifts in urban riparian vegetation over three decades. *Urban Forestry & Urban Greening* 47, 126524. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126524>.
- D'Ippolito, A., Calomino, F., Alfonsi, G., Lauria, A., 2021. Flow resistance in open channel due to vegetation at reach scale: a review. *Water* 13, 116. <https://doi.org/10.3390/w13020116>.
- Silva, A.R. da, Régo, E.R. do, Pessoa, A.M.S., & Régo, M.M. do (2016) Correlation network analysis between phenotypic and genotypic traits of chili pepper. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 51, 372–377. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000400010>.
- Silva Junior, C.A. da, Ribeiro Teodoro, L.P., Teodoro, P.E., Rojo Baio, F.H., Pantaleão, A. A., Capristo-Silva, G.F., Facco, C.U., Oliveira-Junior, J.F., Shiratsuchi, L.S., Skripachev, V., Lima, M., Nanni, M.R., 2020. Simulating multispectral MSI bandsets (Sentinel-2) from hyperspectral observations via spectroradiometer for identifying soybean cultivars. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 100328. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100328>.
- Silva, A.R. da, Silva, A.P.A., Tiago, L.J., 2021. A new local stochastic method for predicting data with spatial heterogeneity. *Acta Scientiarum. Agronomy* 43, e49947. <https://doi.org/10.4025/actaagron.v43i1.49947>.
- Silva, A.R. da (2022). *hyperbrick: Accessory Tools for Preprocessing Hyper-Spectral Images*. R package version 1.0. Available from: <https://CRAN.R-project.org/package=hyperbrick>.
- Darst, B.F., Malecki, K.C., Engelman, C.D., 2018. Using recursive feature elimination in Random Forest to account for correlated variables in high dimensional data. *BMC Genetics* 19, 65. <https://doi.org/10.1186/s12863-018-0633-8>.
- Demarchi, L., Kania, A., Cieżkowski, W., Piórkowski, H., Oświecimska-Piasko, Z., Chormanski, J., 2020. Recursive Feature Elimination and Random Forest Classification of Natura 2000 Grasslands in Lowland River Valleys of Poland Based on Airborne Hyperspectral and LiDAR Data Fusion. *Remote Sensing* 12, 1842. <https://doi.org/10.3390/rs12111842>.
- Epskamp, S., Cramer, A.O., Waldorp, L.J., Schmittmann, V.D., Borsboom, D., 2012. qgraph: Network Visualizations of Relationships in Psychometric Data. *Journal of Statistical Software* 48, 1–18. <https://doi.org/10.18637/jss.v048.i04>.
- Falenczyk-Kozioróg, K., Skubala, P., Habel, M., Waldon-Rudzionek, B., Szatten, D., 2019. River islands as habitats for soil mites (Acari). *River Research and Applications* 35, 736–748. <https://doi.org/10.1002/rra.3446>.
- Friedman, J., Hastie, T., Tibshirani, R., 2008. Sparse inverse covariance estimation with the graphical lasso. *Biostatistics* 9, 432–441. <https://doi.org/10.1093/biostatistics/ixm045>.
- Gergely, A., Hahn, I., Mészáros-Draskovits, R., Simon, T., Szabó, M., Barabás, S., 2001. Vegetation Succession in a Newly Exposed Danube Riverbed. *Applied Vegetation Science* 4, 35–40.
- Green, J.C., 2005. Modelling flow resistance in vegetated streams: review and development of new theory. *Hydrological Processes* 19, 1245–1259. <https://doi.org/10.1002/hyp.5564>.
- Gregorutti, B., Michel, B., Saint-Pierre, P., 2017. Correlation and variable importance in Random Forests. *Stat and Computing* 27, 659–678. <https://doi.org/10.1007/s11222-016-9646-1>.
- Gurnell, A., 2014. Plants as river system engineers. *Earth Surf. Process.* 759 Landf. 39, 4–25. <https://doi.org/10.1002/esp.3397>.
- Guyon, I., Weston, J., Barnhill, S., Vapnik, V., 2002. Gene Selection for Cancer Classification using Support Vector Machines. *Machine Learning* 46, 389–422. <https://doi.org/10.1023/A:1012487302797>.
- Hall, P., Park, B.U., Samworth, R.J., 2008. Choice of neighbor order in nearest-neighbor classification. *The Annals of Statistics* 36, 2135–2152. <https://doi.org/10.1214/07-AOS537>.
- Ham, J.S., Chen, Y., Crawford, M.M., Ghosh, J., 2005. Investigation of the Random Forest framework for classification of hyperspectral data. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 43, 492–501. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2004.842481>.
- Hastie, T., Tibshirani, R., Friedman, J.H., Friedman, J.H., 2009. The elements of statistical learning: data mining, inference, and prediction vol. 2. https://doi.org/10.1007/b94608_10.
- Hijmans, R. J. (2021) raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.4-13. Available from: <https://CRAN.R-project.org/package=raster>.
- Hupp, C.R., Osterkamp, W.R., 1996. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology* 14, 277–295. [https://doi.org/10.1016/0169-555x\(95\)00042-4](https://doi.org/10.1016/0169-555x(95)00042-4).
- Huylenbroeck, L., Laslier, M., Dufour, S., Georges, B., Lejeune, P., Michez, A., 2020. Using remote sensing to characterize riparian vegetation: A review of available tools and perspectives for managers. *Journal of Environmental Management* 267, 110652. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110652>.
- Isbirdina, L.M., Ishbirdin, A.R., 1991. Synantropic tree communities in Ufa (in Russian). *Bot. Journ.* 76, 548–555.
- Kački, Z., Lysko, A., Dajdok, Z., Kobierski, P., Krawczyk, R., Nowak, A., Rosadzinski, S., Popiela, A.A., 2021. Formalized classification of ephemeral wetland vegetation (Isoeto-Nanojuncetia class) in Poland (Central Europe). *PeerJ* 9, e11703. <https://doi.org/10.7717/peerj.11703>.
- Klimont, G., Bułińska-Radomska, Z., Górka, J., 2015. Succession of flora communities on soilless deposit of post flotation lime on the post-mining area of sulfur mine (in Polish). *Biuletyn Instytutu Hodowli i Aklimatyzacji i Roślin* 275, 111–124. <https://doi.org/10.17951/pjs.2018.51.2.271>.
- Kollmann, J., Vieli, M., Edwards, P.J., Tockner, K., Ward, J.V., 1999. Interactions between vegetation development and island formation in the Alpine River Tagliamento. *Applied Vegetation Science* 2, 25–36. <https://doi.org/10.2307/1478878>.
- Kuhn, M., 2008. Building Predictive Models in R Using the caret Package. *Journal of Statistical Software* 28, 1–26. <https://doi.org/10.18637/jss.v028.i05>.
- Lama, G.F.C., Crimaldi, M., Pasquino, V., Padulano, R., Chirico, G.B., 2021. Bulk Drag Predictions of Riparian *Arundo donax* Stands through UAV-acquired Multispectral Images. *Water* 13, 1333. <https://doi.org/10.3390/w13101333>.
- Leuschner, C., Ellenberg, H., 2018. *Vegetation Ecology of Central Europe*. Springer, Volume II.
- Mallinis, G., Chrysaifis, I., Korakis, G., Pana, E., Kyriazopoulos, A.P., 2020. A Random Forest modelling procedure for a multi-sensor assessment of tree species diversity. *Remote Sensing* 12, 1210. <https://doi.org/10.3390/rs12071210>.
- Martin, C.T., 2003. Floodplain–river ecosystems: lateral connections and the implications of human interference. *Geomorphology* 56, 335–349. [https://doi.org/10.1016/s0169-555x\(03\)00160-0](https://doi.org/10.1016/s0169-555x(03)00160-0).
- Martínez Prentice, R.M., Villoslada Pecina, M., Ward, R.D., Bergamo, T.F., Joyce, C.B., Sepp, K., 2021. Machine Learning Classification and Accuracy Assessment from High-Resolution Images of Coastal Wetlands. *Remote Sensing* 13, 3669. <https://doi.org/10.3390/rs13183669>.
- Matuszkiewicz, W., 2001. *A guide to identification of the plant communities of Poland*. PWN, Warszawa.
- Mitrović, M., Pavlović, P., Lakušić, D., Djurdjević, L., Stevanović, B., Kostić, O., Gajić, G., 2008. The potential of *Festuca rubra* and *Calamagrostis epigejos* for the revegetation of fly ash deposits. *Science of the Total Environment* 407, 338–347. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.09.001>.
- Mojski, J.E., 1980. *Przeglądowa Mapa Geomorfologiczna Polski 1:500 000*; arkusz Warszawa. IGI PZ PAN, Warszawa (in Polish).
- Nguyen, U., Glenn, E. P., Dang, T. D., & Pham, L. T. H. (2019) Mapping vegetation types in semi-arid riparian regions using Random Forest and object-based image approach: A case study of the Colorado River Ecosystem, Grand Canyon, Arizona. *Ecological Informatics*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2018.12.006>.
- Peerbhay, K., Mutanga, O., Lottering, R., Agjee, N.E., Ismail, R., 2021. Improving the unsupervised mapping of riparian bugweed in commercial forest plantations using hyperspectral data and LIDAR. *Geocarto International* 36, 465–480. <https://doi.org/10.1080/10106049.2019.1614101>.
- Pham, L.T., Vo, T.Q., Dang, T.D., Nguyen, U.T., 2019. Monitoring mangrove association changes in the Can Gio Biosphere Reserve and implications for management. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 13, 298–305. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.11.009>.
- Pyšek, P., Chocholousková, Z., Pyšek, A., Jarošík, V., Chytrý, M., & Tichý, L., 2004. Trends in species diversity and composition of urban vegetation over three decades. *Journal of Vegetation Science* 15, 781–788. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02321.x>.
- Richter, R., Reu, B., Wirth, C., Doktor, D., Vohland, M., 2016. The use of airborne hyperspectral data for tree species classification in a species-rich Central European forest area. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 52, 464–474.
- Rollet, A.J., Piégay, H., Dufour, S., Bornette, G., Persat, H., 2014. Assessment of consequences of sediment deficit on a gravel river bed downstream of dams in restoration perspectives: application of a multicriteria, hierarchical and spatially explicit diagnosis. *River Research and Applications* 30, 939–953. <https://doi.org/10.1002/rra.2689>.
- Rommel, E., Giese, L., Fricke, K., Kathófer, F., Heuner, M., Mölter, T., Deffert, P., et al., 2022. Very High-Resolution Imagery and Machine Learning for Detailed Mapping of Riparian Vegetation and Substrate Types. *Remote Sensing* 14, 954. <https://doi.org/10.3390/rs14040954>.
- Rowiński, P.M., Västilä, K., Aberle, J., Järvelä, J., Kalinowska, M.B., 2018. How vegetation can aid in coping with river management challenges: A brief review. *Ecology and Hydrobiology* 18, 345–354. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2018.07.003>.
- Schindler, M., Donath, T.W., Terwei, A., Ludewig, K., 2022. Effects of flooding duration on the occurrence of three hardwood floodplain forest species inside and outside a dike relocation area at the Elbe River. *International Review of Hydrobiology* 107, 100–107. <https://doi.org/10.1002/iroh.202002078>.

- Scholl, V.M., McGlinchy, J., Price-Broncucia, T., Balch, J.K., Joseph, M.B., 2021. Fusion neural networks for plant classification: learning to combine RGB, hyperspectral, and lidar data. *PeerJ* 9, e11790. <https://doi.org/10.7717/peerj.11790>.
- Shendryk, I., Broich, M., Tulbure, M.G., McGrath, A., Keith, D., Alexandrov, S.V., 2016. Mapping individual tree health using full-waveform airborne laser scans and imaging spectroscopy: A case study for a floodplain eucalypt forest. *Remote Sensing of Environment* 187, 202–217. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.10.014>.
- Sikorska, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Chormanski, J., Hopkins, R.J., 2019. You can't see the woods for the trees: Invasive *Acer negundo* L. in urban riparian forests harms biodiversity and limits recreation activity. *Sustainability* 11, 5838. <https://doi.org/10.3390/su11205838>.
- Sikorska, D., Cieżkowski, W., Babińczyk, P., Chormanski, J., Sikorski, P., 2021. Intended wilderness as a Nature-based Solution: Status, identification and management of urban spontaneous vegetation in cities. *Urban Forestry & Urban Greening* 62, 127155. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127155>.
- Singh, D., 1981. The relative importance of characters affecting genetic divergence. *Indian Journal Genetics & Plant Breeding* 41, 237–245.
- Solon, J., Borzyszkowski, J., Bidlasik, M., Richling, A., Badora, K., Balon, J., Brzezińska-Wójcik, T., Chabudziński, Ł., Dobrowolski, R., Grzegorzczak, I., Jodłowski, M., Kistowski, M., Kot, R., Krąż, P., Lechnio, J., Macias, A., Majchrowska, A., Malinowska, E., Migoń, P., ... Ziaja, W. (2018) Physico-geographical mesoregions of Poland: Verification and adjustment of boundaries on the basis of contemporary spatial data. *Geographia Polonica*, 91, 143-170. <https://doi.org/10.7163/GPol.0115>.
- Sun, H., Wang, Q., Wang, G., Lin, H., Luo, P., Li, J., Zeng, S., Xu, X., Ren, L., 2018. Optimizing kNN for Mapping Vegetation Cover of Arid and Semi-Arid Areas Using Landsat images. *Remote Sensing* 10, 1248. <https://doi.org/10.3390/rs10081248>.
- Szporak-Wasilewska, S., Piórkowski, H., Cieżkowski, W., Jarzombkowski, F., Sławik, Ł., Kopeć, D., 2021. Mapping Alkaline Fens, Transition Mires and Quaking Bogs Using Airborne Hyperspectral and Laser Scanning Data. *Remote Sensing* 13, 1504. <https://doi.org/10.3390/rs13081504>.
- Tabacchi, E., González, E., Corenblit, D., Garófano-Gómez, V., Planty-Tabacchi, A.-M., Steiger, J., 2019. Species composition and plant traits: Characterization of the biogeomorphological succession within contrasting river corridors. *River Res Applic.* 35, 1228–1240. <https://doi.org/10.1002/rra.3511>.
- Tavares, C.J., Ribeiro Junior, W.Q., Ramos, M.L.G., Pereira, L.F., Casari, R.A.D.C.N., Pereira, A.F., de Sousa, C.A.P., da Silva, A.R., Silva Neto, S.P., Mertz-Henning, L.M., 2022. Water Stress Alters Morphophysiological, Grain Quality and Vegetation Indices of Soybean Cultivars. *Plants* 11, 559. <https://doi.org/10.3390/plants11040559>.
- Tornabene, B.J., Bramblett, R.G., Zale, A.V., Leathe, S.A., 2018. Factors affecting nesting ecology of *Apalone spinifera* in a northwestern great plains river of the United States. *Chelonian Conservation and Biology* 17, 63–77. <https://doi.org/10.2744/CCB-1298.1>.
- van Wieringen, W.N., Peeters, C.F.W., 2016. Ridge Estimation of Inverse Covariance Matrices from High-Dimensional Data. *Computational Statistics & Data Analysis* 103, 284–303. <https://doi.org/10.1016/j.csda.2016.05.012>.
- Vanbergen, A.J., Woodcock, B.J., Grey, A., Andrews, C., Ives, S., Kjeldsen, T.R., Laize, C. L.R., Chapman, D.S., Butler, A., O'Hare, M.T., 2017. Dispersal capacity shapes responses of river island invertebrate assemblages to vegetation structure, island area, and flooding. *Insect Conservation and Diversity* 10, 341–353. <https://doi.org/10.1111/icad.12231>.
- Villoslada, M., Bergamo, T.F., Ward, R.D., Burnside, N.G., Joyce, C.B., Bunce, R.G.H., Sepp, K., 2020. Fine scale plant community assessment in coastal meadows using UAV based multispectral data. *Ecological Indicators* 111, 105979. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105979>.
- Warmink, J.J., Straatsma, M.W., Huthoff, F., Booi, M.J., Hulscher, S.J.M.H., 2013. Uncertainty of design water levels due to combined bed form and vegetation roughness in the Dutch River Waal. *Journal of Flood Risk Management* 6, 302–318. <https://doi.org/10.1111/jfr3.12014>.
- Weinstein, B.G., Graves, S.J., Marconi, S., Singh, A., Zare, A., Stewart, D., Bohlman, S.A., White, E.P., 2021. A benchmark dataset for canopy crown detection and delineation in co-registered airborne RGB, LiDAR and hyperspectral imagery from the National Ecological Observation Network. *PLoS Computational Biology* 17, e1009180. <https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1009180>.
- Wierzbicki, G., Ostrowski, P., Bartold, P., Bujakowski, F., Falkowski, T., Osiński, P., 2021. Urban geomorphology of the Vistula River valley in Warsaw. *Journal of Maps* 17, 170–185. <https://doi.org/10.1080/17445647.2020.1866698>.
- Yang, Q., Wang, L., Huang, J., Lu, L., Li, Y., Du, Y., Ling, F., 2022. Mapping Plant Diversity Based on Combined SENTINEL-1/2 Data—Opportunities for Subtropical Mountainous Forests. *Remote Sensing* 14, 492. <https://doi.org/10.3390/rs14030492>.
- Zhang, Y., Cao, G., Li, X., Wang, B., Fu, P., 2019. Active semi-supervised Random Forest for hyperspectral image classification. *Remote Sensing* 11, 2974. <https://doi.org/10.3390/rs11242974>.
- Zhao, X., Su, Y., Hu, T., Cao, M., Liu, X., Yang, Q., Guan, H., Liu, L., Guo, Q., 2022. Analysis of UAV lidar information loss and its influence on the estimation accuracy of structural and functional traits in a meadow steppe. *Ecological Indicators* 135, 108515. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108515>.
- Zmudzka, E., Kulesza, K., Lenartowicz, M., Leziak, K., Magnuszewski, A., 2019. Assessment of modern hydro-meteorological hazard in a big city – identification for Warsaw. *Meteorological Applications* 26, 500–510. <https://doi.org/10.1002/met.1779>.

8.2. Artykuł II

Mielczarek, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Ciężkowski, W., Zaniewska, E. i Chormański, J. (2022). The use of an airborne laser scanner for rapid identification of invasive tree species *Acer negundo* in riparian forests. *Remote Sensing*, 15(1), 212. [DOI:10.3390/rs15010212](https://doi.org/10.3390/rs15010212)

Article

The Use of an Airborne Laser Scanner for Rapid Identification of Invasive Tree Species *Acer negundo* in Riparian Forests

Dominik Mielczarek ¹, Piotr Sikorski ², Piotr Archiciński ², Wojciech Ciężkowski ², Ewa Zaniewska ² and Jarosław Chormański ^{2,*}

¹ Opegięka Sp. z o.o., Aleja Tysiąclecia 11, 82-300 Elbląg, Poland

² Department of Remote Sensing and Environmental Assessment, Institute of Environmental Engineering, Warsaw University of Life Sciences, Nowoursynowska 166, 02-787 Warsaw, Poland

* Correspondence: jaroslaw_chormanski@sggw.edu.pl

Abstract: Invasive species significantly impact ecosystems, which is fostered by global warming. Their removal generates high costs to the greenery managers; therefore, quick and accurate identification methods can allow action to be taken with minimal impact on ecosystems. Remote sensing techniques such as Airborne Laser Scanning (ALS) have been widely applied for this purpose. However, many species of invasive plants, such as *Acer negundo* L., penetrate the forests under the leaves and thus make recognition difficult. The strongly contaminated riverside forests in the Vistula valley were examined in the gradient of the center of Warsaw and beyond its limits within a Natura 2000 priority habitat (91E0), namely, alluvial and willow forests and poplars. This work aimed to assess the potentiality of a dual-wavelength ALS in identifying the stage of the *A. negundo* invasion. The research was carried out using over 500 test areas of 4 m diameter within the riparian forests, where the habitats did not show any significant traces of transformation. LiDAR bi-spectral data with a density of 6 points/m² in both channels were acquired with a Riegl VQ-1560i-DW scanner. The implemented approach is based on crown parameters obtained from point cloud segmentation. The Adaptive Mean Shift 3D algorithm was used to separate individual crowns. This method allows for the delineation of individual dominant trees both in the canopy (horizontal segmentation) and undergrowth (vertical segmentation), taking into account the diversified structure of tree stands. The geometrical features and distribution characteristics of the GNDVI (Green Normalized Vegetation Index) were calculated for all crown segments. These features were found to be essential to distinguish *A. negundo* from other tree species. The classification was based on the sequential additive modeling algorithm using a multi-class loss function. Results with a high accuracy, exceeding 80%, allowed for identifying and localizing tree crowns belonging to the invasive species. With the presented method, we could determine dendrometric traits such as the age of the tree, its height, and the height of the covering leaves of the trees.

Keywords: *Acer negundo*; GNDVI; dual-channel LiDAR; understory detection; invasive species



Citation: Mielczarek, D.; Sikorski, P.; Archiciński, P.; Ciężkowski, W.; Zaniewska, E.; Chormański, J. The Use of an Airborne Laser Scanner for Rapid Identification of Invasive Tree Species *Acer negundo* in Riparian Forests. *Remote Sens.* **2023**, *15*, 212. <https://doi.org/10.3390/rs15010212>

Academic Editors:
Henning Buddenbaum and
Dengsheng Lu

Received: 16 November 2022

Revised: 21 December 2022

Accepted: 26 December 2022

Published: 30 December 2022



Copyright: © 2022 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Invasive species in forests negatively affect the provisioning of ecosystem services [1]. They pose a significant threat to biodiversity by outcompeting native species and affecting other organisms, changing the quality of natural ecosystems, contributing to altered soil chemical properties, and increasing erosion or posing a direct threat to human health [2–7]. The invasion also causes changes in the area's aesthetics, which may reduce recreational and tourism benefits, impacting ecosystem service delivery. The spread of invasive species in forests has not been sufficiently understood [3], but climate change and human activities are expected to induce biological invasions [2,5].

Invasions of plant species generate high removal costs for land managers. This concerns the removal of invasive tree species, which have become a common element

in, e.g., urban forests. Rapid mapping methods are necessary for successful and cost-effective tree removal from invaded sites. The effectiveness of removal methods depends on the adequate period of removal applied and adequate identification of the intensity and extent of invasion. Following the theoretical shape of the invasion curve and experimental research, the lowest cost, and the highest efficiency of removing invasive plants are obtained in the first stages of expansion [8,9]. Remote sensing methods have been proven to provide objective, repeatable, and cost-effective information about the occurrence of invasive plant species for land managers.

Different approaches for identification and mapping invasive plant species can be found in the literature. The majority of them is based on remotely sensed imagery. However, more and more commonly, LIDAR-based methods have been applied [10–12], which allow one to examine both the lateral and vertical distribution of the species. It concerns a single wavelength with a multiple return scanning system, as not only do the laser beams penetrate the vegetation, but they can also record data from under the canopy. In the case of invasive species, the fast and accurate method is crucial for identifying the plants in their early stage of development, when the removal is most successful. Multiwavelength ALS (Airborne Laser Scanning) has already been proven successful in the accurate detection of tree species in forests [13], reaching 87.6% identification's accuracy for *Acer* sp. However, it is not known whether the authors refer to the invasive *Acer* sp. or the group of *Acer* sp. in general. Another application of remote sensing techniques for mapping invasive plant sp. *Phragmites australis* used multispectral images and the Canopy Height Model (CHM) [11]. Authors of this application obtained 94.8% overall accuracy by using a neural network algorithm. Another example of fusion of multispectral and LiDAR data registered with use of a UAV platform succeeded in classifying shrubs and trees of habitats such as *Salicetum triandro-viminalis*, *Salicetum albo-fragilis*, and *Chelidonio-Aceretum* in Vistula River Valley (Poland) with accuracies higher than 90% for selected species [14]. Hyperspectral and LiDAR data fusion was also used to identify *Rubus armeniacus* and *Hedera helix* in open areas and areas with close treetops in Surrey (Canada). In open areas, mentioned work noticed an accuracy of 87.8% and 82.1% for both species, respectively, while in close treetops it decreased to 77.8% and 81.9%, respectively [10].

Accurately identifying tree species depends on a suitable segmentation and classification method selection. Some methods (e.g., marker-controlled watershed) used the Canopy Height Model (CHM) for identifying treetops as a local maximum. In this study, selection of treetops was supported by a linear regression model for CHM generalization and selection of treetops based on the height–crown size relationship [15]. Additionally, the Gaussian filter can be used in the watershed method for generalization purposes. The watershed algorithm delineates single trees using CHM. This algorithm separates single clusters and delineates trees on the basis of planar height continuity, read from pixel values [16]. Another CHM-based method [17] is region growing and clustering based on the similarity of “regions”. This method was implemented for longleaf pine detection [17], with the assumption that the region around the local maximum point belongs to the target tree. Borders between different trees are designated by Voronoi polygonization, assuming that crown diameter is related to tree height with a 0.6 ratio. The mean shift segmentation method is increasingly used to delineate individual trees. This segmentation method was used effectively by authors for tree detection with an accuracy of 88% [18]. However, this method does not include various types of trees, using the same hyperparameters for all layers of tree stands. Hu et al. [18] obtained satisfying results in tree detection, by selecting the proper Kernel Density Estimator (KDE) type, and derived the best results for the mean shift algorithm using Pollock and Cylinder kernels. The disadvantage of using Pollock KDE was mentioned in the study, which is that it needs more effort in parametrization and consequently a long computation time is required for selecting particular parameters, while a Cylinder KDE was found to be much simpler in practical use. Another study presented an approach of adaptiveness recommending using fixed kernel size, arguing reducing the time consumption of the method [19]. However, some authors use allometric features of

the tree stand to calculate proper kernel density estimation. Adaptive allometry allows one to include Tree Height (TH), Diameter at Breast Height (DBH), Crown Width (CW), and Crown Depth (CD) [20]. For a description of the multilayered tree structure, the vertical distribution study of each tree canopy can be used [21].

The segmentation algorithms require parametrization, which hinders their direct and quick application. The more robust the method is to different conditions, the better the applicability of the model, which is one of the expected features of tree segmentation methods. The over-segmentation problem is a common issue that researchers encounter. One of the methods to cope with that is the refinement by the SVM (Support Vector Machines) model. Comparing the performance of segmentation algorithms proved that Mean Shift is a robust method, without much effort to parametrize [19]. Different deep learning algorithms show similar accuracies of segmentation, e.g., the YOLO-4 (You Only Look Once) network applied in a tree nursery, forest landscape, and mixed forest habitats located in Nanjing (southeastern China) gives an overall accuracy of 81.4% [22].

Ensemble methods are very popular in classifying natural ecosystems [23–26], including forests [27–29]. One of the most popular models is the random forest classifier, which, for example, was used for classifying tree species based on ALS and spectral data with over 90% accuracy [21]. Additional morphology features (e.g., Gaussian curvatures of single trees) can be used as supplementary features for this algorithm for lower density point clouds. In the case of Spruce species, for point clouds with a density of 3.6 points/m² and 5.3 points/m², including this type of features allows for obtaining accuracies of 91% and 96%, respectively [30].

This study aims to evaluate the precision and sensitivity of applying dual-wavelength (Green and NIR bands) LiDAR in identifying invasive tree species such as *A. negundo* in the riparian forest. In particular, the different phases of invasions are considered in our study; therefore, we applied three scenarios of *A. negundo* identification: in the tallest canopy—the tree layer, underneath the canopy—the understory layer, and through consideration of the age classes of the trees. For this purpose, mean shift segmentation followed by four ensemble learning methods (random forest, SAMME.R, gradient boosting, and XGBoost) were used based on data obtained in the natural ecosystem in the Vistula River Valley in the area of Warsaw (Poland).

2. Materials and Methods

Workflow for *A. negundo* detection consists of a few steps from airborne and field data acquisition through airborne data processing, classification, and validation of obtained results. The detailed flowchart is shown in Figure 1, and each step is described in subsequent subsections.

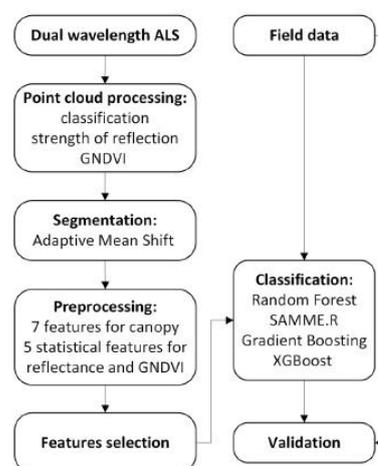


Figure 1. Flowchart of the methodology for ALS-based *A. negundo* detection.

2.1. Study Area

The study area is in the northern part of Warsaw, Poland's capital city (Figure 2), inhabited by over 1.7 million citizens (in 2018). Through the middle of the city runs the natural bank of the Vistula River with the form of the following forest vegetation: Natura 2000 habitat, *Salicion albae*, 91E0 (European Commission DG Environment 2007) willow forests in the valleys of the river on the lowland and foothills. The most common tree species in the canopy are white willow (*Salix alba* L.), fragile willow (*Salix × fragilis* L.), gray poplar (*Populus × canescens* (Aiton) Sm.), black poplar (*Populus nigra* L.), European spindle (*Euonymus europaeus* L.), sour cherry (*Prunus cerasus* L.), black locust (*Robinia pseudoacacia* L.), and Norway maple (*Acer platanoides* L.). The research area was formerly proved to be heavily invaded by ash-leaved maple (*Acer negundo* L.), which comprised up to 47.8% of the canopy in the case of the willow forest and 33.5% in the poplar forest [31].

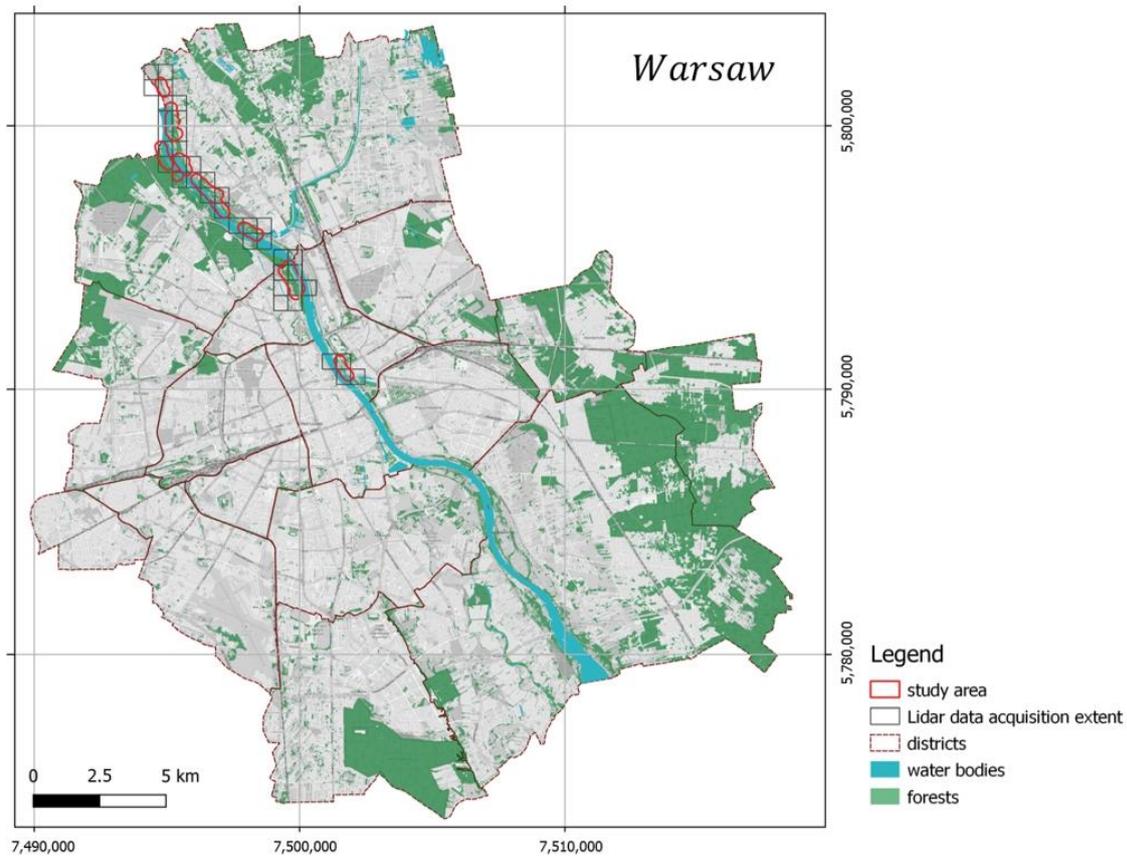


Figure 2. Study area and location.

2.2. Field Reference Data

As field reference data, we used 500 vegetation samples of 4 m diameter collected from 500 locations in January and February 2019. The plots were randomly scattered in the research area, formerly verified to be, to various extents, invaded by *A. negundo*. The reference plots were internally homogenous. In each plot, canopy and undergrowth parameters were measured, which can be further used for *A. negundo* identification. The percentage cover of *A. negundo* of diverse sizes were separately recorded for share of trees higher than 3 meters, 0.3 to 3 meters, and of a diameter smaller than 0.3 m. The height of the highest tree in the sample was also recorded. The age of the trees within three

categories—up to 10 years, 10–20 years, and older than 20 years—was recorded for each sample. The age was measured by counting the years of the formation of annual rings in increment cores taken from living trees using increment cores [32]. The percentage cover of undergrowth vegetation and the percentage cover of tree species other than maple were also measured. When possible, samples without *A. negundo* were chosen near samples with maple.

2.3. LiDAR Data Acquisition and Processing

In this study, we used the ALS (Airborne Laser Scanner) of RIEGLVQ-1560i-DW, which uses two laser beams: green and infrared. The green laser beam is highly effective in penetrating a column of water, contrary to the infrared beam absorbed by the water surface [33]. It effectively maps vegetation and waterbody shoreline, where echo sounder limitation is significant [34]. The data were obtained on 7 August 2018, for the Vistula River Valley in the northern part of Warsaw (Figure 2). As was already mentioned, the main characteristic of this scanner is its two spectral channel capability, recording data in the green (532 nm) and the near-infrared (1064 nm) wavelengths. The measurement density for both channels is 6 points/m². The data were classified using the convolutional neural network model developed at OPEGIEKA Sp.z.o.o. [35]. The height of points above the ground was also calculated, allowing us to determine the tree's height. Reflectance was calculated as a ratio of the actual amplitude of that target to the amplitude of a white flat target at the same range, oriented orthonormal to the beam axis, and with a size in excess of the laser footprint, according to the formula presented below:

$$p_{rel} = A_{db} - A_{db,Ref}(R) \quad (1)$$

where

P_{rel} —relative reflectance;

A_{db} —calibrated amplitude;

$A_{db,Ref}(R)$ —amplitude of reference object in range R .

The reflectance values vary depending on the type of material, texture, and reflection direction. Negative values hint at diffusely reflecting targets, whereas positive values are retro-reflecting targets, such as metals or water.

Reflectance was transformed into the strength of reflection as follows:

$$p_{532,1064} = 10^{\frac{ref_{532,1064}/dB}{10}} \quad (2)$$

In addition, the green normalized difference vegetation index (GNDVI) was calculated according to the formula:

$$GNDVI = \frac{p_{nir} - p_{green}}{p_{nir} + p_{green}} \quad (3)$$

GNDVI is a valuable indicator for monitoring the condition of vegetation. This indicator was calculated for reflectance in voxels of shape 30 × 30 × 30 cm; in three-dimensional data, the nearest point is found for every point from another spectral channel. If the indicator's exceeds 0, the infrared channel has a higher share of reflectance in a voxel, representing healthier vegetation. Application of GNDVI is recommended over the more commonly used NDVI (normalized difference vegetation index) due to its higher sensitivity for chlorophyll concentration detection in plants and higher correlation to nitrogen [36].

2.4. Segmentation

In order to distinguish individual trees, we used the Adaptive Mean Shift model. The adaptability of the algorithm consists of adjusting hyper-parameters to the nature of the data. The better segmentation results were obtained using adaptive seed points instead of bandwidth (h). Mean Shift is a nonparametric segmentation technique that does not require information about the expected number of segments. This method uses differentiation

in the density of the point cloud to separate different clusters (segments of trees). The segmentation process consists of two stages—the first is to detect trees in a single-layer structure, and the second is to detect trees in the lower layers of forest stands. The second step applies the vertical analysis of the distribution of previously separated segments. Assuming that a single tree has a vertical bimodal distribution, the algorithm re-clusters segments with a bimodal distribution, placing a seed point at a local density maximum point (Figure 3). The algorithm assumes that the value of the maximum density mode must be greater than 10% of all segment points. The result is tree segmentation of trees located in the lower layers of the stand. The number of histogram bins was obtained with a linear function $N_b = \text{int}(0.4h + 5)$, $N_b \in \mathbb{Z}$, where h is the height of a tree and $\text{int}(x)$ is a round function of continuous variable $x \in \mathbb{R}$.

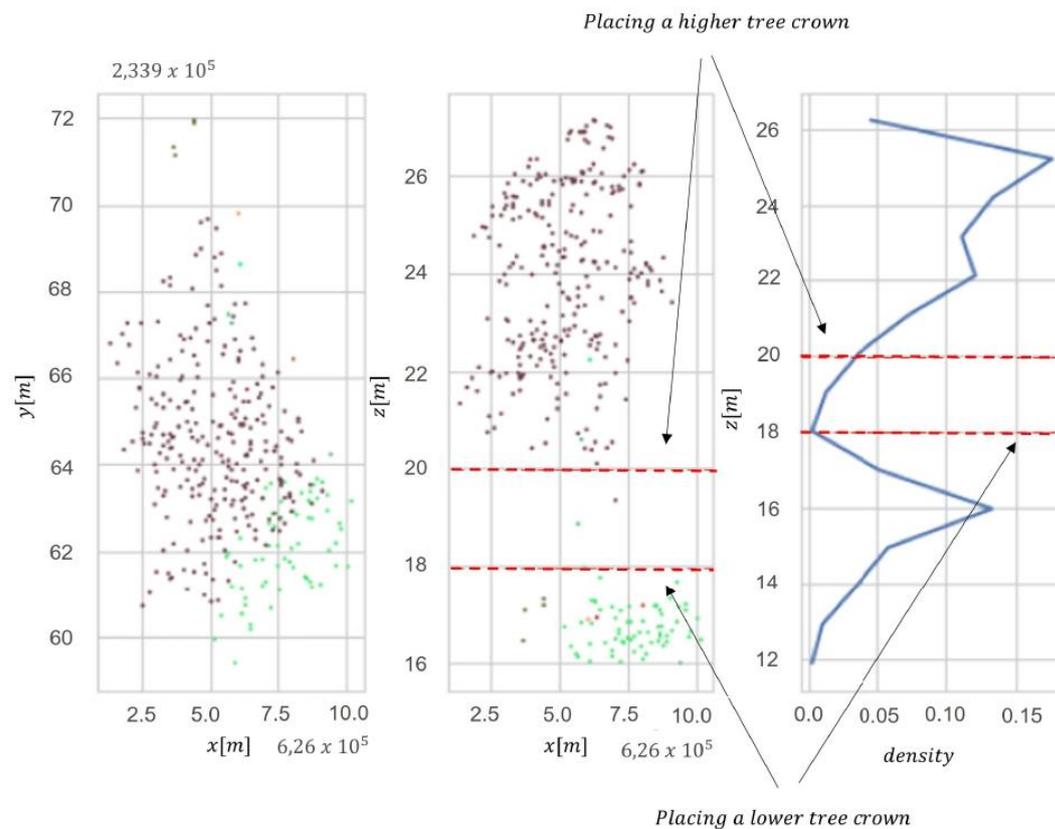


Figure 3. Vertical distribution in two dimensions (x and y) for clustering multilayer forest stand: (a) point cloud, (b) point cloud with division into two layers and (c) density of point cloud in vertical profile. Red points indicate tree layer, and green points indicate understory layer.

To reduce the vertical division in the first stage of the segmentation, the point cloud was transformed by scaling z value (Figure 4). Before performing the first stage of segmentation, the height of trees is scaled with a 0.8 ratio, and after the first step of segmentation values are rescaled to the previous level. It was empirically established that this solution occurs by not dividing tall trees into smaller parts. After that, segments are refined by an additional algorithm called DBSCAN. This algorithm is used to identify outliers and noisy points. A basic concept is a neighborhood set $N_\epsilon(p)$ of a point p , which contains all nearby points q .

The range limit ε and a cardinality limit k of $N_\varepsilon(p)$ are used to divide points into outliers and core points as follows:

$$N_\varepsilon(p) = \{q \in D : d(p, q) \leq \varepsilon\} \quad (4)$$

where

ε —area of searching for neighbors;
 p —core point, the point where the neighbors are searched;
 q —point in the epsilon distance relative to the core point;
 $d(p, q)$ —Euclidean distance between p and q .

The result of this operation is a segment without outlier points. Additionally, this process splits clusters that need to be separated in the previous step. Outlier points are separated into new segments and, in the next step, removed from the segmentation. An optimal parametrized segmentation algorithm maintains a balance between over and under-segmentation. After this stage, a segmentation of a multilayer structure of the forest stand is obtained, and statistics computation for described characteristics of the maples can be performed.

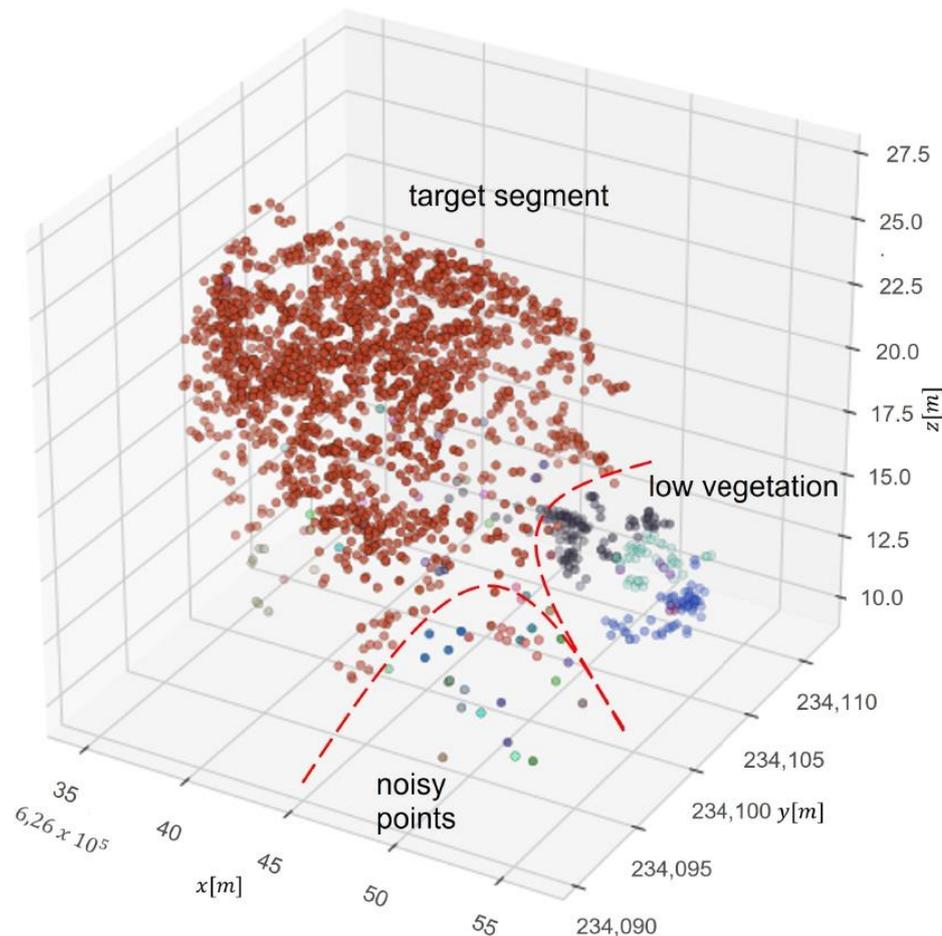


Figure 4. Scheme of delineation of noisy points of an already segmented tree shown in three dimensions (x , y and z). Red points indicate tree layer, the other points are lower vegetation and noisy points are individual points belonging to other trees.

The segmentation results were validated based on 40 tree canopies (also delineated in the field), which were treated as speared classes. Segmentation accuracy was equal to 0.83.

2.5. Preprocessing

In the data pre-processing step, the reference points are linked to point cloud data by their location, making entire reference areas linked to the segmented point cloud. As a result, the point cloud containing segmented tree canopies with trees is obtained. For each tree canopy, geometric features such as diameter, tree height, stem diameter, basal area, crown diameter, and height of crown seating were calculated (Table 1). For all tree canopies, reflectance-based features were also calculated. Initially, 14 variables were available (Table 1) separately for reflectance (for NIR and GREEN) and GNDVI. The most important features were selected based on the initial random forest model run using all features, and importance was calculated for each of them. Finally, six features were selected for further analyses—crown base (0.17), skewness of reflectance (0.15), kurtosis of reflectance values (0.12), arithmetic mean (0.13), range of reflectance (0.14), and geometry roundness of tree canopy shape (0.128).

All features were standardized to fit the distribution where the average equals 0 and standard deviation is 1. Standardization features aimed to scale data relative to the average and thus center the data. Outliers were removed as samples higher or below three standard deviations from the distribution. The first process data are randomly sampled and divided into training and testing data sets; from the data set sampled, over 200 trees were selected for learning and testing the efficiency of the models. Features with high skewness of distribution were scaled logarithmically, which improved the model's classification performance.

Table 1. Parameters calculated after segmentation.

Symbol	Description
Geometric parameters	
s	Diameter of tree canopy
p	Perimeter of tree canopy as diameter
h	height above ground level
a	Area of tree canopy
o	Roundness of tree canopy
b	Height of canopy base
c	Changing the number of points in a vertical section
e	Variability of number of points in the tree's shape
Reflectance-based parameters	
Var	Variance in cluster
R	Range for cluster
E	Arithmetic mean of cluster
S	Skewness of distribution in cluster
m	Median of cluster
K	Kurtosis of distribution in cluster

2.6. Classification

This study tested an ensemble statistical modelling approach for maple detection. The ensemble learning method aims to combine multiple predictors into an efficient one. The group of estimators is called an ensemble. There are three main methods of learning estimators: ensemble-bagging, boosting, and stacking. Ensemble models work most effectively with decision trees, so in this research, we use decision tree classifiers as a base estimator. To avoid overfitting, so-called pruning is used. It consists of limiting the number of decision nodes to a fixed number. The bagging technique fits a new model on bootstrapped samples (bootstrap aggregating). Each model is learning without returning sampled data. The family of the classifiers is generated based on learning strings, created

based on N-random sampling with a bootstrap of the learning element. Learned classifiers make decisions about classification into one of the classes when the given class obtains the most indications (through majority voting).

Boosting technique is based on the sequential training of models by giving more weight to records with large residuals for each round [37]. In the next version of the draw, samples with higher weights have a greater chance of being drawn, which makes the model focus on samples for which it is least efficient.

Decision trees—nonparametric supervised learning classification method based on learning decision rules according to learning data.

Random forest—using bagging (bootstrap aggregating), the most popular of ensemble models. The algorithm works by training decision trees; the final prediction is obtained by majority voting. The random forest model is a model learned using the aggregation method. The learning process begins with the randomization of initial samples (bootstrap—random sampling from the training set). Then, decision trees are generated based on the initial samples. At this stage, a random selection of features is performed for each node. Next, the node is separated using a feature that guarantees the best branching in the objective function (maximizing information gain). Finally, the prediction is selected by majority vote—a label is assigned to each sample.

SAMME.R or Stagewise Additive Modeling using a Multiclass Exponential loss function using the exponential loss function. The model focuses on the most challenging cases by correcting predictors in a sequence that has not been learned. A detailed algorithm description can be found later in the methodology description, as a base estimator used decision tree classifier. To train, we used 200 estimators with depths equal to 8.

Gradient boosting—Gradient enhancement adds further predictors to the ensemble sequentially, where each subsequent enhances its predecessor. However, we do not update the weights of examples with each pass but try to match the predictor to the residual error made by the previous predictor.

XGBoost—another implementation of gradient-boosted trees. XGBoost is much faster because of regularization tricks [38]. Regularization is applied to the model by including a penalty term on the number of parameters. Parameters control regularization by reducing the change of weights. XGBoost grows the tree up to a max depth and then prunes backward until the improvement in loss function is below a threshold.

The final output is obtained through majority voting. For better efficiency of models, classes are weighted proportionally to the occurrence in the field. *A. negundo* was assigned a lower weight than other species. The model's efficiency of *A. negundo* detection was compared for a few variants of the spectral channels. The models were trained and evaluated with features calculated for the green channel, infrared channel, combination of green and infrared channels, and GNDVI. Geometric features were calculated for both channels to avoid the effect of density changes on the feature values and classification results. Reflectance-based features were calculated on points that fulfil condition corresponding to a variant of spectral channels. The models have been trained and tested using the features derived from individual tree canopies (segments). However, statistics were generated for individual reference areas. This is due to the use of sample areas as reference data.

All algorithms were applied in 3 experiments:

Experiment 1—for detecting *A. negundo* in the tree layer using four different feature data set selected geometric and reflectance parameters separately for i. GNDVI; ii. NIR; iii. GREEN; and iv. NIR and GREEN together.

Experiment 2—for detecting *A. negundo* in the understory layer using the same four different feature data sets as in Experiment 1.

Experiment 3—for detecting *A. negundo* age groups using selected geometric features and selected reflectance features for GREEN and NIR spectrum (iv).

2.7. Validation

Tested models were evaluated with a metric commonly used with binary classification problems. For all models, reports with statistics describing errors were generated. For this purpose, Precision, Recall, and F1-score were calculated according to the following formulas:

$$\text{precision} = \frac{tp}{tp + fp} \quad (5)$$

$$\text{Recall} = \frac{tp}{tp + fn} \quad (6)$$

$$F_1 - \text{score} = 2 \cdot \frac{\text{precision} \cdot \text{Recall}}{\text{precision} + \text{Recall}} \quad (7)$$

where

tp—the number of true positives;

tn—the number of true negatives;

fp—the number of false positives;

fn—the number of false negatives.

Repeated random sub-sampling cross-validation was used for all metrics calculations. The Experiment 1 data set was randomly divided into the training (50%) and validation (50%) data sets 100 times; for Experiments 2 and 3, division was made 70 times. The mean value and its standard deviation for all metrics were analyzed.

3. Results

3.1. Detecting *A. negundo* in the Tree Layer

The results of Experiment 1 are shown in Table 2 (all metrics) and Figure 5 (F1-score). All (besides Gradient Boosting using reflectance in the green spectrum) metrics' mean values are above 0.7 (Table 2). The best results were obtained using reflectance in both the GREEN and NIR spectrum using the SAMME.R algorithm (Table 2, Figure 5). All models based on GNDVI, GREEN, and NIR have a higher (mean value higher than 0.8) F1-score than those using only green or NIR. In most cases (besides GNDVI), SAMME.R has the highest F1-score values on other models' backgrounds (Figure 5).

Table 2. Results of repeated random sub-sampling cross-validation (mean value \pm standard deviation) for models detecting *A. negundo* in tree layer (Experiment 1).

Data	Model	Precision	Recall	F1	<i>n</i>
GNDVI	Random forest	0.87 \pm 0.04	0.78 \pm 0.04	0.82 \pm 0.03	100
	SAMME.R	0.78 \pm 0.05	0.90 \pm 0.06	0.83 \pm 0.04	100
	Gradient boosting	0.77 \pm 0.04	0.87 \pm 0.04	0.81 \pm 0.03	100
	XGboost	0.76 \pm 0.04	0.90 \pm 0.04	0.85 \pm 0.03	100
GREEN	Random forest	0.79 \pm 0.05	0.76 \pm 0.06	0.78 \pm 0.04	100
	SAMME.R	0.77 \pm 0.05	0.79 \pm 0.07	0.81 \pm 0.05	100
	Gradient boosting	0.66 \pm 0.05	0.87 \pm 0.07	0.75 \pm 0.05	100
	XGboost	0.72 \pm 0.05	0.80 \pm 0.06	0.76 \pm 0.04	100
NIR	Random forest	0.76 \pm 0.05	0.76 \pm 0.09	0.76 \pm 0.5	100
	SAMME.R	0.76 \pm 0.05	0.87 \pm 0.06	0.82 \pm 0.05	100
	Gradient boosting	0.75 \pm 0.05	0.74 \pm 0.06	0.75 \pm 0.05	100
	XGboost	0.78 \pm 0.05	0.85 \pm 0.06	0.81 \pm 0.04	100
GREEN and NIR	Random forest	0.78 \pm 0.05	0.86 \pm 0.08	0.83 \pm 0.06	100
	SAMME.R	0.86 \pm 0.06	0.92 \pm 0.07	0.88 \pm 0.07	100
	Gradient boosting	0.75 \pm 0.06	0.88 \pm 0.06	0.81 \pm 0.05	100
	XGboost	0.85 \pm 0.06	0.88 \pm 0.06	0.86 \pm 0.06	100

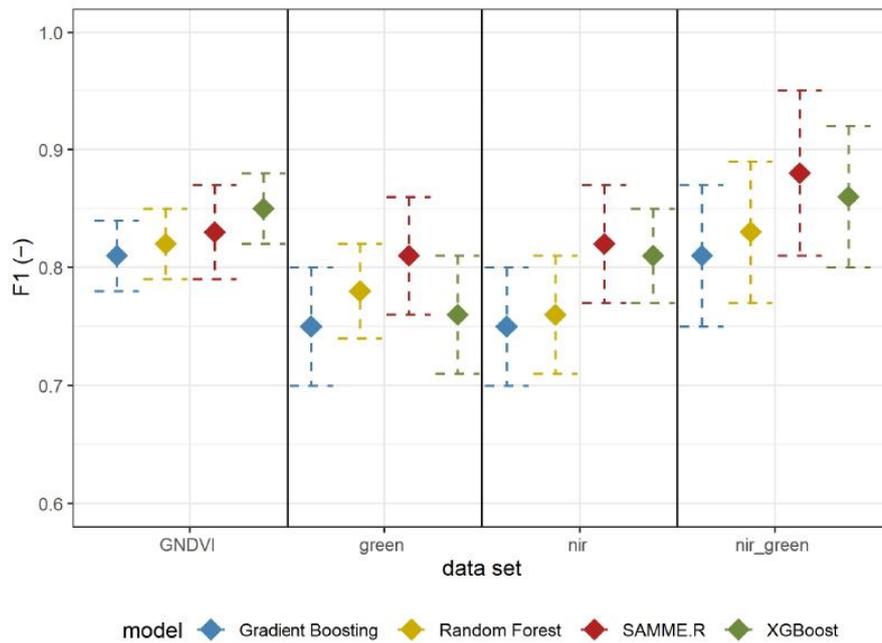


Figure 5. F1 mean values ± standard deviation based on repeated random sub-sampling cross-validation for detecting *A. negundo* in the tree layer (Experiment 1) using four models and four data sets.

3.2. Detecting *A. negundo* in Understory Layer

The results of Experiment 2 are shown in Table 3 (all metrics) and Figure 6 (F1-score); in general, the metrics for detecting *A. negundo* in the understory layer were lower than those for detecting the tree layer (Table 2). The best results were obtained using reflectance in both the GREEN and NIR spectrum using the SAMME.R algorithm (Table 3, Figure 6). All models based on GNDVI and green and NIR have a higher F1-score than those using only GREEN or NIR. In most cases (besides GNDVI), SAMME.R has the highest F1-score values on other models’ backgrounds (Figure 6).

Table 3. Results of repeated random sub-sampling cross-validation (mean value ± standard deviation) for models detecting *A. negundo* in the understory layer (Experiment 2).

Data	Model	Precision	Recall	F1	n
GNDVI	Random forest	0.83 ± 0.04	0.74 ± 0.05	0.78 ± 0.03	70
	SAMME.R	0.74 ± 0.04	0.86 ± 0.06	0.78 ± 0.04	70
	Gradient boosting	0.74 ± 0.05	0.83 ± 0.05	0.77 ± 0.04	70
	XGboost	0.72 ± 0.04	0.86 ± 0.05	0.81 ± 0.03	70
GREEN	Random forest	0.75 ± 0.05	0.72 ± 0.05	0.74 ± 0.04	70
	SAMME.R	0.74 ± 0.05	0.75 ± 0.07	0.77 ± 0.05	70
	Gradient boosting	0.62 ± 0.05	0.83 ± 0.06	0.71 ± 0.05	70
	XGboost	0.68 ± 0.05	0.76 ± 0.06	0.72 ± 0.05	70
NIR	Random forest	0.74 ± 0.05	0.74 ± 0.1	0.74 ± 0.06	70
	SAMME.R	0.75 ± 0.06	0.85 ± 0.07	0.80 ± 0.06	70
	Gradient boosting	0.73 ± 0.05	0.72 ± 0.07	0.73 ± 0.05	70
	XGboost	0.76 ± 0.05	0.83 ± 0.07	0.79 ± 0.05	70
GREEN and NIR	Random forest	0.72 ± 0.04	0.80 ± 0.08	0.77 ± 0.06	70
	SAMME.R	0.80 ± 0.05	0.87 ± 0.07	0.83 ± 0.06	70
	Gradient boosting	0.70 ± 0.05	0.83 ± 0.06	0.76 ± 0.05	70
	XGboost	0.81 ± 0.05	0.84 ± 0.07	0.82 ± 0.05	70

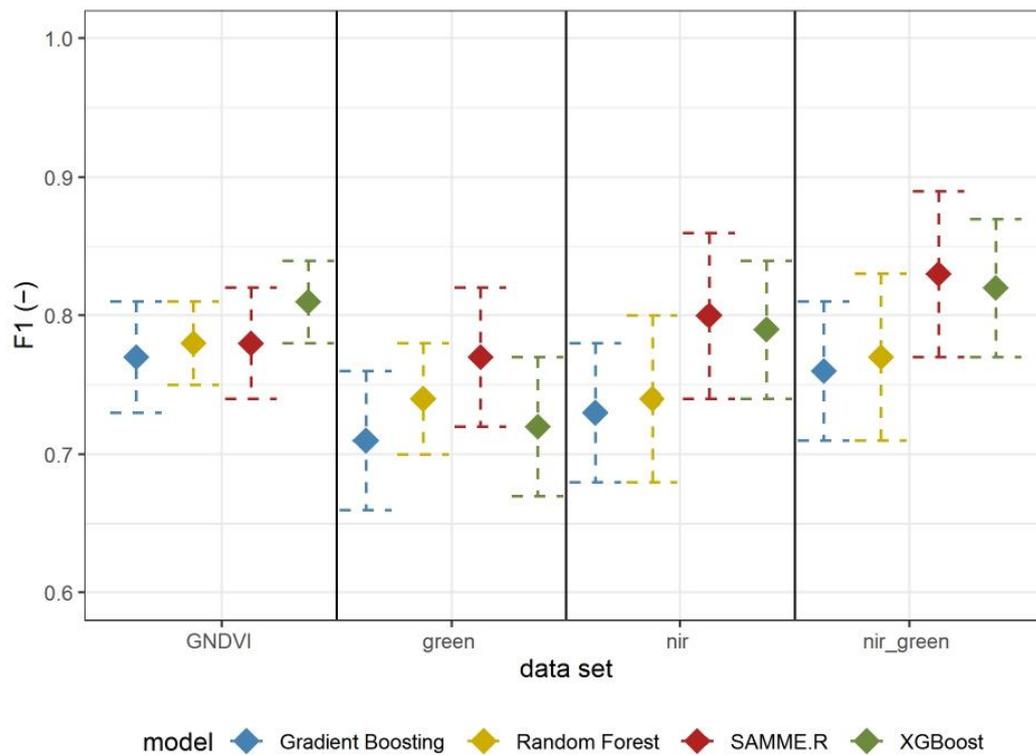


Figure 6. F1 mean values \pm standard deviation based on repeated random sub-sampling cross-validation for detecting *A. negundo* in the understory layer (Experiment 2) using four models and four data sets.

3.3. Detecting *A. negundo* Age Groups

The ability to identify *A. negundo* in individual age groups was analyzed in Experiment 3. The analyzed models, similar to previous scenarios, were also proven to be efficient in detecting *A. negundo* trees of certain age classes. The models with the highest efficiency were obtained for the oldest classified trees (F1-score: 0.82–0.88) (Figure 7, Table 4). SAMME.R (Precision: 0.87, Recall: 0.93, F1: 0.88) obtained the highest efficiency for this group (Table 4). Values of recall (from 0.85 to 0.90) for the model tested on middle-aged maples (age from 10 to 20) indicate that the models are not as efficient at detecting middle-aged *A. negundo* as they are at the old age group (Recall from 0.87–0.93); however, the difference is not significant. The highest value of Recall was obtained in a group of older maples (Recall: 0.93), while in the youngest age group, the sensitivity of *A. negundo* detection was the lowest (Recall: 0.87) (Table 4). We need to mention that results for the young trees (age < 10) are the same as those in the understory layer because the young group of trees creates an understory layer.

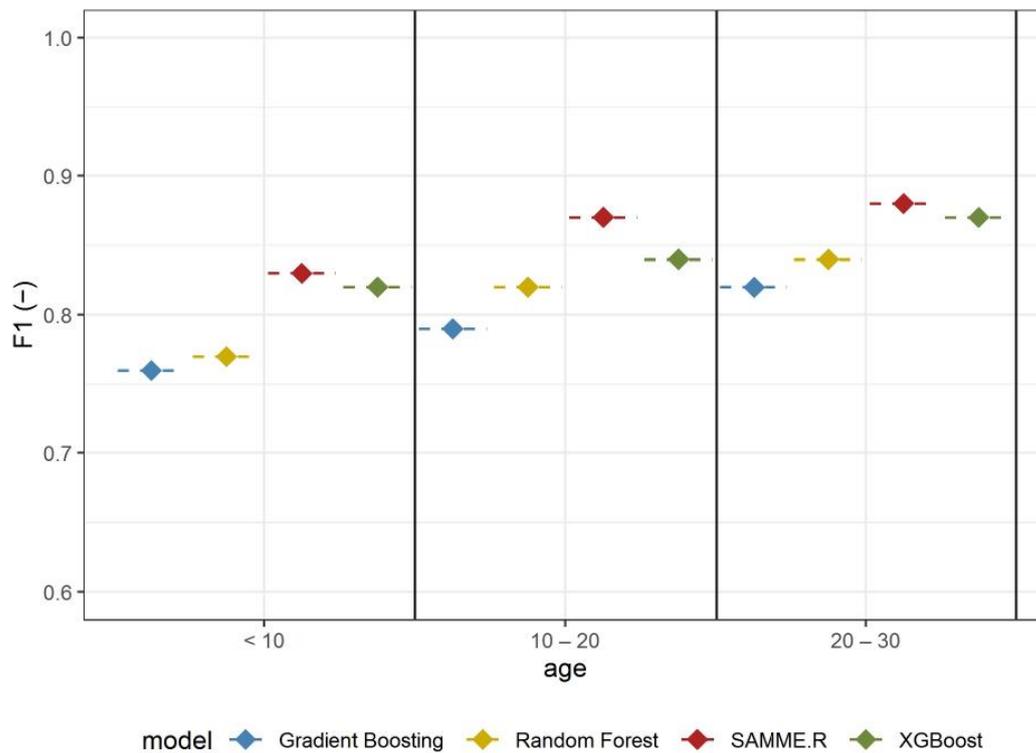


Figure 7. F1 mean values based on repeated random sub-sampling cross-validation for detecting *A. negundo* age groups (Experiment 3) using four models and four data sets.

Table 4. Results of repeated random sub-sampling cross-validation (mean value) for models detecting *A. negundo* age groups (Experiment 3).

Age	Model	Precision	Recall	F1	N
<10	Random forest	0.72	0.80	0.77	70
	SAMME.R	0.80	0.87	0.83	70
	Gradient bosting	0.70	0.83	0.76	70
	XGboost	0.81	0.84	0.82	70
10-20	Random forest	0.77	0.85	0.82	70
	SAMME.R	0.85	0.90	0.87	70
	Gradient bosting	0.73	0.86	0.79	70
	XGboost	0.83	0.86	0.86	70
>20	Random forest	0.79	0.87	0.84	70
	SAMME.R	0.87	0.93	0.88	70
	Gradient bosting	0.76	0.89	0.82	70
	XGboost	0.86	0.89	0.87	70

3.4. Results Visualization

Due to the separate ways of managing invasive plant species, it is crucial to properly visualize the results to make them accessible to a broader scientific audience [39]. Therefore, this study’s 3D model of all species, which highlighted invasive *A. negundo* in the tree layer (Figure 8) and the understory layer (Figure 9), can be presented.

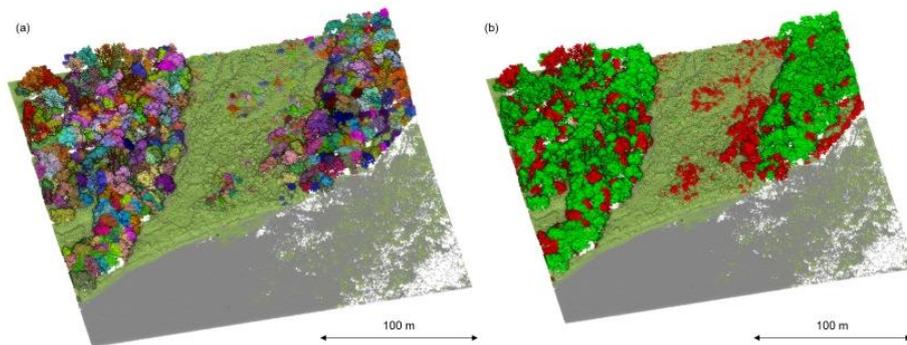


Figure 8. Point cloud segmentation: (a) delineation of individual trees; different colors indicate individual trees (b) classification of segmented tree canopy based on reflectance features and geometric features. Detected *A. negundo* are marked in red (b).

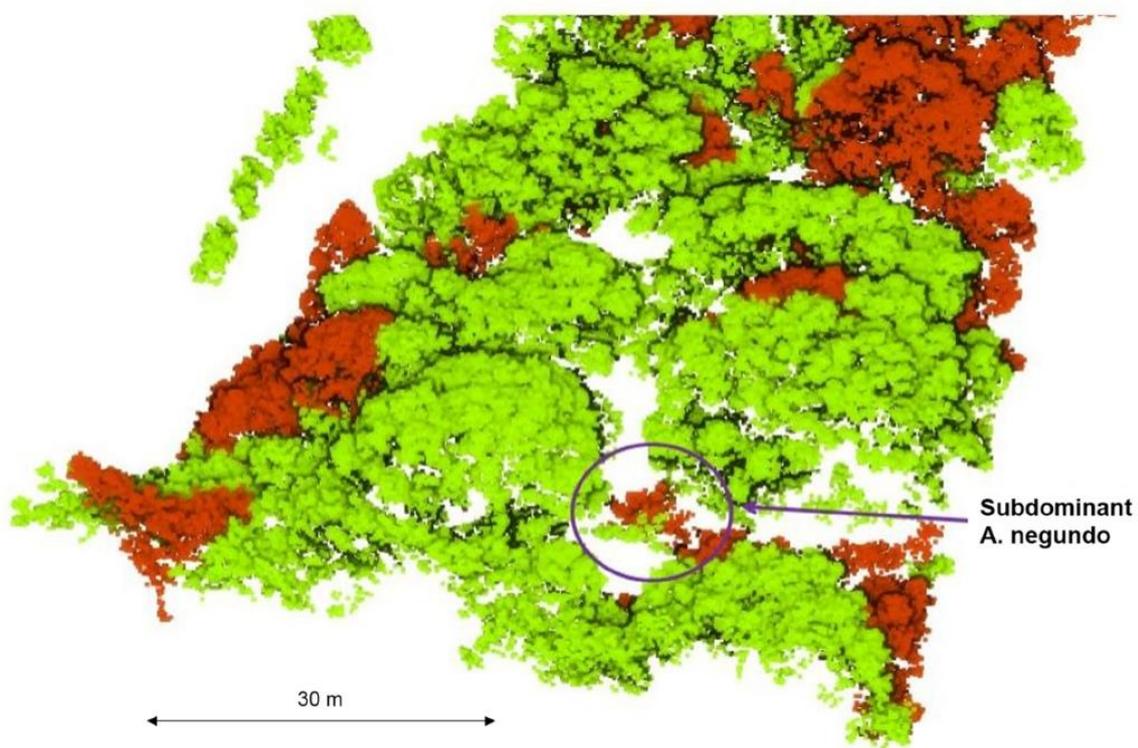


Figure 9. Ability to delineate *A. negundo* crowns in understory. Detected *A. negundo* are marked in red.

4. Discussion

A. negundo penetrates riparian forests due to high seed production and easy dispersal with wind and water flow. These features allowed for the rapid, successful invasion of European river valleys [40,41]. The mechanisms of the invasion process have yet to be fully understood, but they have been mainly attributed to anthropogenic pressure [3,5]. The high accuracy of detection of invasive maple in riparian forests both in the canopy and understory proceeded with detailed visualization, allowing us to undertake accurate and precise removal actions and assess the scale of the phenomenon. Remote sensing methods

are widely used for this purpose due to the data availability and objectivity of the obtained results. The present work fits the theme mentioned above, especially using only laser data, and its results should be compared with previous achievements in this field.

Invasive plant species detection using remote sensing techniques—multispectral, hyperspectral, LIDAR data—or its fusion is a topic widely researched in the world. In Surrey (Canada), LIDAR and hyperspectral data fusion were used for two invasive shrub species: *Rubus armeniacus* and *Hedera helix* [10]. In this study, the random forest model was used to identify this species in two groups—in open areas and areas with close treetops (where more than 20% of the treetops were higher than 2.5 m). The identification accuracy in open areas was 87.8% for *Rubus armeniacus* and 82.1% for *Hedera helix*. The close treetops accuracy was slightly smaller: 77.8% for *Rubus armeniacus* and 81.9% for *Hedera helix* [10]. It is difficult to compare the results of this work with ours, as the objects identified are completely different. In our case, these were trees at various stages of development, whereas in [10], the authors analyzed the detection of invasive herbaceous plants and shrubs. Nevertheless, the detection accuracies obtained are comparable, but our results are slightly better. It is an interesting study but even more difficult to compare with ours, showing an attempt to identify invasive *Phragmites australis* based on multispectral (using green, red, red edge, and NIR bands), CHM, and features derived from images such as GLCM (Gray-Level Co-Occurrence Matrix) texture. The carrier vector machines, k-nearest neighbor, and a neural network have been tested in two variants of classification: pixel and object-based. The neural network model for pixel-based classification achieved the best result (accuracy of 94.8%) [11]. This particularly good result, obtained with extremely simple means and limited spatial data, is slightly better than the results we obtained. However, it was possible to obtain it due to a specific set of characteristics of *Phragmites australis*, which is quite easy to isolate and does not usually occur under the tree canopy. Nevertheless, it must be said that with the significantly more challenging task in our work, we obtained only slightly lower accuracy rates, which further positively assesses the value of our work.

Multi- and hyperspectral data were also used for invasive tree detection in the tree layer. In recent studies, we proved the usefulness of spatiotemporal compositing of Sentinel-2 products for mapping *Robinia pseudoacacia* in small woody features across a wide range in Danubian lowlands (Slovakia) [42]. In this research, temporally aggregated monthly composites stacked to seasonal time series data sets yielded consistently high overall accuracies ranging from 89.1% to 91.5%. The results obtained by [42] are comparable to those we obtained for the tree level. For smaller scale application Vistula River Valley (Poland) fusion, UAV data were used for mapping shrubs, as well as trees such as *Salicetum triandroviminalis*, *Salicetum albo-fragilis*, and *Chelidonio-Aceretum*. The random forest model features selection was based on: hyperspectral data, RGB, and LiDAR-based calculated features. This method allows for the selection of specific combinations of features, which give classification accuracies for selected species of more than 90% [14]. It is worth mentioning that this research area overlaps with ours and the data collection period is only two years apart. The results obtained by the authors are particularly deserving of comparison. It is interesting to note that the results obtained are similar irrespective of the use of different measurement platforms—UAV and aerial. However, they are concerned with different invasive species. The authors see a need for further research on the data sets mentioned above and the selection of appropriate algorithms, the condition of which should be simultaneous data collection. Most of the mentioned applications focused on the dominant species in the top vegetation layer and used a wide range of features. These approaches allow one to obtain high accuracies. In this study, based on only dual-wavelength LIDAR-based features, high accuracies were obtained for the identification of *A. negundo* in both the tree layer (88%) and the understory layer (83%). Moreover, the detection of *A. negundo* in the early stages of invasion (species younger than 10 years) was successful (accuracy of 83%).

The approach proposed in this study allows us to identify the invasive *A. negundo* during its early stage of development, which has crucial implications for conserving

valuable riparian forest habitats. It could allow the greenery managers to undertake preventive actions while they are still relatively cheap to carry out, as juvenile individuals are easier to remove mechanically. Laser scanning from an aircraft allows the method to be used in large areas and to monitor both urban and non-urban areas. Suppose the invasion phases of the maple are being considered. In that case, the development in the initial phase depends mainly on access to the bare ground, the humus content, and the stability of the substrate in general [3,43]. Removal of young *A. negundo* shoots in the period up to about 10 years allows for effective removal actions, as there are still few invasive individuals, and soil conditions are usually unfavorable, so the possibility of seedling regrowth is small. Moreover, native species are abundant, which can outcompete the shoots of invasive *A. negundo*. The later stage, associated with *A. negundo* aged 10–20 years and over, is already the stage when the number of maples accounts for up to 50% of the total tree stand. Strong shading of the maple canopy to other trees contributes to the impoverishment of biodiversity [31]. From our experience on the Vistula, it can be concluded that removing *A. negundo* in such a phase and concentration of trees leads to a renewed invasion of the formerly removed species. Destruction of most of the leaves of trees, consisting of invasive species, and thus extensive access to light and destruction of the ground layer, leads to the rapid spread of seedlings. Applying mixed removal methods of *A. negundo* is effective but expensive [44] and, in some cases, can lead to reinvasion. The 30–40-year-old *A. negundo* tree stands do not regenerate (there is no growth of seedlings), and after analysis of stem diameters, it can be observed that they are gradually disappearing (Figure 10) [31]. However, in the river valley, multiple disturbances are occurring, both of natural origin, such as flooding, and human-induced, such as shrub removal (a fast part of flood prevention). The riparian tree stands rarely reach an older age, and the invasion of *A. negundo* is successful. In total, 11% of the most valuable riparian forests in Poland located in Natura 2000 habitats contain a species of foreign origin in their stand, of which *A. negundo* has a dominant share [45]. Riparian forests in cities are particularly susceptible to disturbances and thus contain 10–40% of invasive tree species [2,3,31].

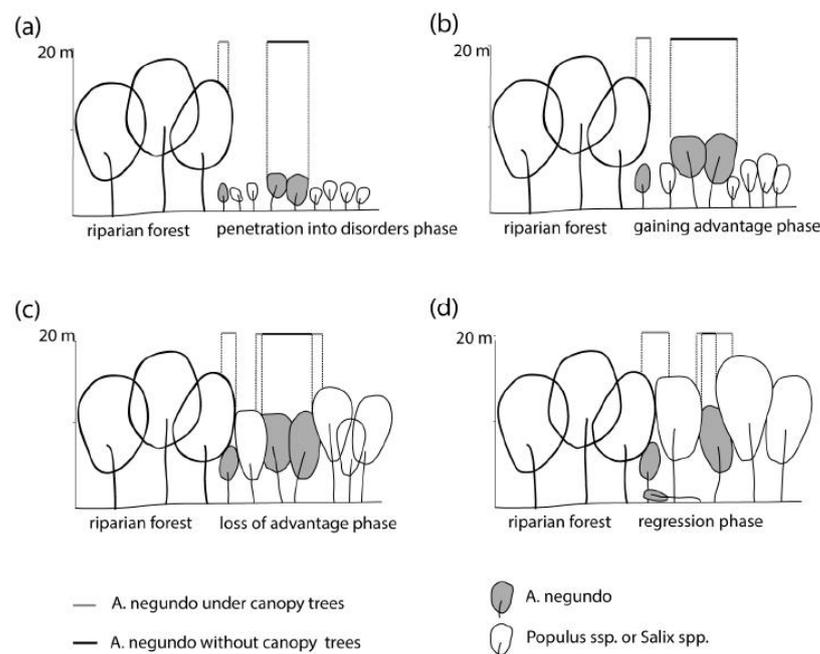


Figure 10. Phases (a) 0–5 years, (b) 5–10 years, (c) 10–20 years and (d) 20–40 years of *A. negundo* invasion into riparian forest and the extent of visibility above.

5. Conclusions

In this work, we have evaluated the Riegl VQ-1560i-DW scanner and four classification models based on their potential in the quick identification of invasive *A. negundo* in riparian forests. Models were trained and validated with features calculated for the green channel, infrared channel, combination of green and infrared channels, and GNDVI. The results show the advantage of using dual-frequency scanners compared to the standard one-frequency NIR beam and the GREEN spectrum. The most accurate tested model was the SAMME.R, with a calculation scenario based on reflectance analysis in both green and NIR spectra as model input features—an accuracy of 88% for the tree layer and an accuracy of 83% for the understory layer. The high accuracy values obtained for the tree layer are on the level of acceptance comparable with similar works, including hyperspectral data. In the case of our experiment, we also obtained similar values for scenarios when using GNDVI for the tree layer. *A. negundo* species were identified correctly on the tree layer with 5–8 % better accuracy than the analysis of single-frequency LiDAR data. For the tree layer and both mentioned scenarios, any algorithms work correctly.

Although high results were obtained in mapping the understory layer, equal to 83% was obtained using the SAMME.R model only for the scenario with features calculated for a combination of green and infrared channels. The XGboost model was slightly worse (1%) compared to SAMMER.R. It was significantly better than GNDVI for both models and significantly better than any other scenarios. The results prove the importance of using dual-wavelength LiDAR for the understory layer's detection of *A. negundo*. With a proper classification of dual frequency LiDAR data, we can improve the identification of the understory layer with significantly higher than standard model accuracy.

In our work, we used an effective identification model (83% effectiveness) for the youngest individuals (under 10 years old). The youngest age group can be found as a part of the tree and understory layers. The efficiency of their identification of *A. negundo* was found on a similar, particularly good, level to the understory layer. We evaluated the same models (SAMMER.R and XGboost) and effectively identified this age group. Older individuals were detected with higher accuracy (87% for 10-to-20-year-olds and 88% for those older than 20), but identifying the youngest group appears to be the most crucial task. Proper identification of the youngest group is of great importance for the early removal of the invasion, helping to limit costs and destruction to the canopy. For this reason, the simple and precise visualization presented in this work allows us to quantify the scale of species invasion and thus estimate the costs of species removal.

According to the authors, the dual-frequency scanning method allowed such satisfactory results to be obtained due to combining the advantages of both laser scanning to detect canopy structure and multispectral features to detect species. This combination increased the accuracy of object identification for the understory layer compared to traditional ALS LiDAR. In the authors' opinion, the penetration capability also gives greater possibilities for identifying the understory layer than optical hyperspectral data, which can undoubtedly give better results for detecting the species in the tree layer. The future development of remote sensing technology will enable the widespread use of multispectral LiDAR systems with more than two-three channels achieving an increase in species detection capabilities in the understory layer. With the ongoing scanner developments, the authors see a point in evaluating the results of the proposed method to results obtained based on aerial and UAV hyperspectral data.

Author Contributions: Conceptualization, D.M., J.C. and P.S.; methodology, D.M., J.C. and P.S.; software, D.M.; validation, D.M. and W.C.; formal analysis, D.M.; investigation, D.M.; resources, D.M., P.S., P.A. and E.Z.; data curation, D.M.; writing—original draft preparation, D.M., P.S. and J.C.; writing—review and editing, W.C. and J.C.; visualization, D.M. and W.C.; supervision, J.C.; project administration, J.C.; funding acquisition, J.C. and D.M. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This work was supported by the National Science Centre, Poland (Narodowe Centrum Nauki) [grant: UMO-2017/25/B/ST10/02967].

Data Availability Statement: Not applicable.

Acknowledgments: We thank Maciej Górajt for his help in conceptualization and data collection. We also thank Daria Sikorska for her help reading and their suggestion for the paper and Aleksander Więckowski for English correction.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Potgieter, L.J.; Gaertner, M.; O'Farrell, P.J.; Richardson, D.M. Perceptions of impact: Invasive alien plants in the urban environment. *J. Environ. Manag.* **2019**, *229*, 76–87. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
2. Schnitzler, A.; Hale, B.W.; Alsum, E.M. Examining native and exotic species diversity in European riparian forests. *Biol. Conserv.* **2007**, *138*, 146–156. [[CrossRef](#)]
3. Höfle, R.; Dullinger, S.; Essl, F. Different factors affect the local distribution, persistence and spread of alien tree species in floodplain forests. *Basic Appl. Ecol.* **2014**, *15*, 426–434. [[CrossRef](#)]
4. Dyderski, M.K.; Gdula, A.K.; Jagodziński, A.M. “The rich get richer” concept in riparian woody species—A case study of the Warta River Valley (Poznań, Poland). *Urban For. Urban Green.* **2015**, *14*, 107–114. [[CrossRef](#)]
5. Pennington, D.N.; Hansel, J.R.; Gorchov, D.L. Urbanization and riparian forest woody communities: Diversity, composition, and structure within a metropolitan landscape. *Biol. Conserv.* **2010**, *143*, 182–194. [[CrossRef](#)]
6. Straigyte, L.; Cekstere, G.; Laivins, M.; Marozas, V. The spread, intensity and invasiveness of the *Acer negundo* in Riga and Kaunas. *Dendrobiology* **2015**, *74*, 157–168. [[CrossRef](#)]
7. Pyšek, P.; Hulme, P.E.; Simberloff, D.; Bacher, S.; Blackburn, T.M.; Carlton, J.T.; Dawson, W.; Essl, F.; Foxcroft, L.C.; Genovesi, P.; et al. Scientists' warning on invasive alien species. *Biol. Rev.* **2020**, *95*, 1511–1534. [[CrossRef](#)]
8. Ahmed, D.A.; Hudgins, E.J.; Cuthbert, R.N.; Kourantidou, M.; Diagne, C.; Haubrock, P.J.; Leung, B.; Liu, C.; Leroy, B.; Petrovskii, S.; et al. Managing biological invasions: The cost of inaction. *Biol. Invasions* **2022**, *24*, 1927–1946. [[CrossRef](#)]
9. Fantle-Lepczyk, J.E.; Haubrock, P.J.; Kramer, A.M.; Cuthbert, R.N.; Turbelin, A.J.; Crystal-Ornelas, R.; Diagne, C.; Courchamp, F. Economic costs of biological invasions in the United States. *Sci. Total Environ.* **2022**, *806*, 151318. [[CrossRef](#)]
10. Chance, C.M.; Coops, N.C.; Plowright, A.A.; Tooke, T.R.; Christen, A.; Aven, N. Invasive shrub mapping in an urban environment from hyperspectral and LiDAR-derived attributes. *Front. Plant Sci.* **2016**, *7*, 1528. [[CrossRef](#)]
11. Dash, J.P.; Watt, M.S.; Paul, T.S.H.; Morgenroth, J.; Pearse, G.D. Early Detection of Invasive Exotic Trees Using UAV and Manned Aircraft Multispectral and LiDAR Data. *Remote Sens.* **2019**, *11*, 1812. [[CrossRef](#)]
12. Tian, Y.; Zhang, Q.; Huang, H.; Huang, Y.; Tao, J.; Zhou, G.; Zhang, Y.; Yang, Y.; Lin, J. Aboveground biomass of typical invasive mangroves and its distribution patterns using UAV-LiDAR data in a subtropical estuary: Maoling River estuary, Guangxi, China. *Ecol. Indic.* **2022**, *136*, 108694. [[CrossRef](#)]
13. Pilarska, M.; Ostrowski, W. Evaluating the possibility of tree species classification with dual-wavelength als data. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci.* **2019**, *XLII-2-W13*, 1097–1103. [[CrossRef](#)]
14. da Silva, A.R.; Demarchi, L.; Sikorska, D.; Sikorski, P.; Archiciński, P.; Józwiak, J.; Chormański, J. Multi-source remote sensing recognition of plant communities at the reach scale of the Vistula River, Poland. *Ecol. Indic.* **2022**, *142*, 109160. [[CrossRef](#)]
15. Chen, Q.; Baldocchi, D.; Gong, P.; Kelly, M. Isolating Individual Trees in a Savanna Woodland Using Small Footprint Lidar Data. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* **2006**, *72*, 923–932. [[CrossRef](#)]
16. Kraszewski, B.; Stereńczak, K.; Piasecka, Ż.; Mielcarek, M. Detekcja drzew z wykorzystaniem lotniczego i skanowania laserowego. In Proceedings of the I Konferencja Naukowa pt.: “Aktualny stan Puszczy Białowieskiej na Podstawie Wstępnych wyników Projektu Life + ForBioSensing”, Białowieża, Poland, 30 November–2 December 2016. (In Polish).
17. Dalponte, M.; Coomes, D.A. Tree-centric mapping of forest carbon density from airborne laser scanning and hyperspectral data. *Methods Ecol. Evol.* **2016**, *7*, 1236–1245. [[CrossRef](#)]
18. Hu, X.; Chen, W.; Xu, W.; Wang, G.; Tomppo, E.; Lu, D.; Zhang, H.; Chen, Q.; Waser, L.T.; Wynne, R.H.; et al. Adaptive Mean Shift-Based Identification of Individual Trees Using Airborne LiDAR Data. *Remote Sens.* **2017**, *9*, 148. [[CrossRef](#)]
19. Zaforemska, A.; Xiao, W.; Gaulton, R.; Zaforemska, A.; Xiao, W.; Gaulton, R. Individual tree detection from uav lidar data in a mixed species woodland. *Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spat. Inf. Sci.* **2019**, *XLII-2-W13*, 657–663. [[CrossRef](#)]
20. Aubry-Kientz, M.; Dutrieux, R.; Ferraz, A.; Saatchi, S.; Hamraz, H.; Williams, J.; Coomes, D.; Piboule, A.; Vincent, G. A Comparative Assessment of the Performance of Individual Tree Crowns Delineation Algorithms from ALS Data in Tropical Forests. *Remote Sens.* **2019**, *11*, 1086. [[CrossRef](#)]
21. Chen, W.; Hu, X.; Chen, W.; Hong, Y.; Yang, M. Airborne LiDAR Remote Sensing for Individual Tree Forest Inventory Using Trunk Detection-Aided Mean Shift Clustering Techniques. *Remote Sens.* **2018**, *10*, 1078. [[CrossRef](#)]
22. Sun, C.; Huang, C.; Zhang, H.; Chen, B.; An, F.; Wang, L.; Yun, T. Individual Tree Crown Segmentation and Crown Width Extraction from a Heightmap Derived from Aerial Laser Scanning Data Using a Deep Learning Framework. *Front. Plant Sci.* **2022**, *13*, 914974. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]

23. Marcinkowska-Ochtyra, A.; Jarocińska, A.; Bzdęga, K.; Tokarska-Guzik, B. Classification of Expansive Grassland Species in Different Growth Stages Based on Hyperspectral and LiDAR Data. *Remote Sens.* **2018**, *10*, 2019. [[CrossRef](#)]
24. Marcinkowska-Ochtyra, A.; Gryguc, K.; Ochtyra, A.; Kopeć, D.; Jarocińska, A.; Sławik, Ł. Multitemporal Hyperspectral Data Fusion with Topographic Indices—Improving Classification of Natura 2000 Grassland Habitats. *Remote Sens.* **2019**, *11*, 2264. [[CrossRef](#)]
25. Demarchi, L.; Kania, A.; Cieżkowski, W.; Piórkowski, H.; Oświecimska-Piasko, Z.; Chormański, J. Recursive Feature Elimination and Random Forest Classification of Natura 2000 Grasslands in Lowland River Valleys of Poland Based on Airborne Hyperspectral and LiDAR Data Fusion. *Remote Sens.* **2020**, *12*, 1842. [[CrossRef](#)]
26. Szporak-Wasilewska, S.; Piórkowski, H.; Cieżkowski, W.; Jarzombkowski, F.; Sławik, Ł.; Kopeć, D. Mapping Alkaline Fens, Transition Mires and Quaking Bogs Using Airborne Hyperspectral and Laser Scanning Data. *Remote Sens.* **2021**, *13*, 1504. [[CrossRef](#)]
27. Shang, X.; Chisholm, L.A. Classification of Australian native forest species using hyperspectral remote sensing and machine-learning classification algorithms. *IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens.* **2014**, *7*, 2481–2489. [[CrossRef](#)]
28. Dadon, A.; Mandelmilch, M.; Ben-Dor, E.; Sheffer, E. Sequential PCA-based Classification of Mediterranean Forest Plants using Airborne Hyperspectral Remote Sensing. *Remote Sens.* **2019**, *11*, 2800. [[CrossRef](#)]
29. Wan, H.; Tang, Y.; Jing, L.; Li, H.; Qiu, F.; Wu, W. Tree Species Classification of Forest Stands Using Multisource Remote Sensing Data. *Remote Sens.* **2021**, *13*, 144. [[CrossRef](#)]
30. Barilotti, A.; Pirotti, F.; Lingua, E. Airborne laser scanner data. Estimation of forest variables. *Sherwood-For. Alberi Oggi* **2009**, *156*, 17–23.
31. Sikorska, D.; Sikorski, P.; Archiciński, P.; Chormański, J.; Hopkins, R.J. You Can't See the Woods for the Trees: Invasive *Acer negundo* L. in Urban Riparian Forests Harms Biodiversity and Limits Recreation Activity. *Sustainability* **2019**, *11*, 5838. [[CrossRef](#)]
32. Yamaguchi, D.K. A simple method for cross-dating increment cores from living trees. *Can. J. For. Res.* **1991**, *21*, 414–416. [[CrossRef](#)]
33. Saylam, K.; Hupp, J.R.; Andrews, J.R.; Averett, A.R.; Knudby, A.J. Quantifying Airborne Lidar Bathymetry Quality-Control Measures: A Case Study in Frio River, Texas. *Sensors* **2018**, *18*, 4153. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
34. Chormański, J.; Nowicka, B.; Wieckowski, A.; Ciupak, M.; Józwiak, J.; Figura, T. Coupling of dual channel waveform als and sonar for investigation of lake bottoms and shore zones. *Remote Sens.* **2021**, *13*, 1833. [[CrossRef](#)]
35. Opegieka, L. *LIDAR Processing Automatic Point Cloud Classification*; LAB (Technical Document); Opegieka: Elbląg, Poland, 2020; p. 10.
36. Gitelson, A.A.; Kaufman, Y.J.; Merzlyak, M.N. Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS. *Remote Sens. Environ.* **1996**, *58*, 289–298. [[CrossRef](#)]
37. Breiman, L. Bagging predictors. *Mach. Learn.* **1996**, *24*, 123–140. [[CrossRef](#)]
38. Chen, T.; Guestrin, C. XGBoost: A Scalable Tree Boosting System. In Proceedings of the KDD '16: Proceedings of the 22nd ACM SIGKDD International Conference on Knowledge Discovery and Data Mining, San Francisco, CA, USA, 13–17 August 2016; ACM: New York, NY, USA, 2016; pp. 785–794.
39. Dickie, I.A.; Bennett, B.M.; Burrows, L.E.; Nuñez, M.A.; Peltzer, D.A.; Porté, A.; Richardson, D.M.; Rejmánek, M.; Rundel, P.W.; van Wilgen, B.W. Conflicting values: Ecosystem services and invasive tree management. *Biol. Invasions* **2014**, *16*, 705–719. [[CrossRef](#)]
40. Hrázský, Z. *Acer negundo* L. in the Czech Republic: Invaded Habitats and Potential Distribution Modeling. Master's Thesis, Faculty of Biological Sciences, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic, 2005; 48p.
41. Tokarska-Guzik, B.; Dajdok, Z.; Zając, M.; Zając, A.; Urbisz, A.; Danielewicz, W.; Hołdyński, C. *Rośliny Obcego Pochodzenia w Polsce ze Szczególnym Uwzględnieniem Gatunków Inwazyjnych*; Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska: Warsaw, Poland, 2012; ISBN 978-83-62940-34-9. (In Polish)
42. Rusňák, T.; Halabuk, A.; Halada, L.; Hilbert, H.; Gerháťová, K. Detection of Invasive Black Locust (*Robinia pseudoacacia*) in Small Woody Features Using Spatiotemporal Compositing of Sentinel-2 Data. *Remote Sens.* **2022**, *14*, 971. [[CrossRef](#)]
43. Sikorski, P.; Sikorska, D. The role of habitat factors in successful invasion of alien plant *Acer negundo* in riparian zones. In Proceedings of the EGU General Assembly Conference Abstracts, EGU General Assembly 2016, Vienna, Austria, 17–22 April 2016. Id: EPSC2016–16056.
44. González, E.; Martínez-Fernández, V.; Shafroth, P.B.; Sher, A.A.; Henry, A.L.; Garófano-Gómez, V.; Corenblit, D. Regeneration of *Salicaceae* riparian forests in the Northern Hemisphere: A new framework and management tool. *J. Environ. Manag.* **2018**, *218*, 374–387. [[CrossRef](#)]
45. Mróz, W.; Pawlaczyk, P. *Wyniki Monitoringu W Latach 2013–2014 91E0 Łęgi Wierzbowe, Topolowe Olszowe i Jesionowe (Salicetum albo-fragilis, Populetum albae, Alnion glutinoso-incanae, Olsy Źródłiskowe)*; GIOŚ: Warsaw, Poland, 2014. (In Polish)

Disclaimer/Publisher's Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

8.3. Artykuł III

Archiciński, P., Sikorski, P., Sikorska, D. i Przybysz, A. (2021). Roślinność wieloletnich nieużytków miejskich–systematyka zbiorowisk, ich struktura i pełnione usługi ekosystemowe. Vegetation of perennial urban wastelands–syntaxonomy, structure and ecosystem services. *Przegląd Geograficzny*, 93(3), 341-363.
[DOI:10.7163/przg.2021.3.2](https://doi.org/10.7163/przg.2021.3.2),

Roślinność wieloletnich nieużytków miejskich – systematyka zbiorowisk, ich struktura i pełnione usługi ekosystemowe

Vegetation of perennial urban wastelands – syntaxonomy, structure and ecosystem services

Piotr Archiciński¹  Piotr Sikorski¹  Daria Sikorska¹  Arkadiusz Przybysz² 

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego

¹Institut Inżynierii Środowiska

²Institut Nauk Ogrodniczych

ul. Nowoursynowska 166, 02-776 Warszawa

piotrarchicinski@gmail.com • piotr_sikorski@sggw.edu.pl • daria_sikorska@sggw.edu.pl •

arkadiusz_przybysz@sggw.edu.pl

Zarys treści. W artykule przedstawiono badania fitosocjologiczne roślinności nieużytków miejskich występujących na terenie Warszawy. Zaprezentowano klasyfikację wieloletnich nieużytków leśnych i zagajników oraz utrzymujących się od 20 lat nieleśnych zbiorowisk pielęgnowanych sporadycznie. Określono strukturę i gęstość roślinności w odniesieniu do poszczególnych jednostek zieleni, a także określono wielkość wybranych usług ekosystemowych świadczonych przez zbiorowiska nieużytków (regulacji temperatury i wilgotności podłoża oraz pochłaniania pyłów). Użytki miejskie w Warszawie tworzą stabilne zbiorowiska leśne z klas *Robinietaea*, *Salicetea purpureae* (łągi wierzbowo-topolowe) i nieleśne z klas *Molinio-Arrhenatheretea* (pólnaturalne zbiorowiska łąkowe), *Epilobietea* (nitrofilne zbiorowiska porębowe) i *Artemisietea* (zbiorowiska roślin wieloletnich na terenach ruderalnych), zdominowane w dużym stopniu przez gatunki inwazyjne. Ich różnorodność gatunkowa jest przeciętna, a na ich powierzchni przeważają pospolite gatunki leśne i nieleśne. W wyjątkowych przypadkach są siedliskiem pojedynczych rzadszych gatunków. Struktura roślinności leśnej jest mało zróżnicowana, co wynika ze specyficznej strategii gatunków inwazyjnych do tworzenia jednogatunkowych zbiorowisk. Badania wskazują, że roślinność nieużytków zdominowana przez gatunki inwazyjne pełni wiele usług ekosystemowych porównywalnie do tych z gatunkami rodzimymi, czasem je przewyższając.

Słowa kluczowe: klasa *Robinietaea*, ekosystemy nowe, roślinność spontaniczna miast.

Keywords: *Class Robinietaea*, novel ecosystems, urban spontaneous vegetation.

Wstęp

Zbiorowiska nieużytków, czyli terenów porzuconych i zdegradowanych (Sikorska et al., 2020), które towarzyszą człowiekowi są najstabilniej zbadanym w fitosocjologii typem roślinności (Yeremenko, 2019). W szczególności w dużych i gęsto zaludnionych miastach znajdują się zbiorowiska trudne do zaklasyfikowania (Kącki et al., 2013; Matuszkiewicz, 2014), które nie doczekały się kompleksowego opracowania.

Roślinność nieużytków miejskich, czy raczej roślinność gruzowisk, dostrzeżono po raz pierwszy w większej skali na ruinach po II wojnie światowej (Kobendza, 1949; Kostuch, 1960). W drugiej połowie XX w. gwałtowny rozrost miast i ich urbanizacja doprowadziły

do powstania niespotykanych dotychczas zbiorowisk roślinnych związanych z pojawieniem się wielu nowych gatunków. Na fali upowszechniania się metod fitosocjologicznych (Braun-Blanquet, 1964) spotkało się to z dużym zainteresowaniem botaników. Powstała w tym czasie ogromna liczba prac o roślinności ruderalnej (w Polsce m.in. Fijałkowski, 1963; Zanowa, 1964; Ćwikliński, 1970). Dotyczyły one jednak głównie roślinności zielnej przypisywanej klasom – *Secalinetea* Br.-Bl. 1951. (*Stellarietea*) (zbiorowiska pól uprawnych i terenów ruderalnych), *Artemisietea* Lohm., Prag. R.Tx. 1950 (zbiorowiska roślin wieloletnich na terenach ruderalnych), *Plantaginetea maioris* R.Tx. et Prsg. 1950 (zbiorowiska muraw dywanowych) i *Epilobietea angustifolii* R.Tx. et Prsg 1950 (nitrofilne zbiorowiska porębowe). Równolegle obiektem zainteresowania były lasy gospodarcze i zbiorowiska odbiegające z różnych powodów od zbiorowisk naturalnych (Olaczek, 1974). Prace dotyczące zbiorowisk ruderalnych w miastach, w tym leśnych postaci regeneracyjnych na nieużytkach miejskich były w tym czasie rzadkością (Jurko, 1963; Hadač i Sofron, 1980; Gilicka, 1988; Świerkosz, 1993). W XXI w. przyjęto do systemu jednostek fitosocjologicznych klasę *Robinietea* (Kącki et al., 2013; Mucina et al., 2016) jednak liczba prac dotycząca nieużytków miejskich jest nadal niewielka (Bencatová i Bencat, 2005; Smahliuk, 2017; Yeremenko, 2019) i nie odzwierciedla ogromnego zainteresowania nieużytkami, związanego z rolą roślinności spontanicznej w mieście, potrzebą zwiększania zazielenienia miast i usług ekosystemowych dla mieszkańców (Kremer et al., 2013; Kim et al., 2015; Doomi et al., 2016; Sikorska et al., 2020).

Lepsze poznanie dynamiki roślinności nieużytków jest coraz częściej podstawą działań w nowym trendzie w kształtowaniu zieleni miejskiej (Del Tredici, 2010; Hwang et al., 2019). W kontekście ogromnych deficytów zieleni w miastach, dostrzega się potrzebę zaadaptowania jak największych powierzchni zarzuconych i porośniętych spontaniczną roślinnością dla potrzeb mieszkańców (Hofmann et al., 2012; Kim et al., 2015; Kotzeva i Brandmüller, 2016; Farahani i Maller 2019; Sikorska et al., 2020) choć roślinność nieużytków często wywołuje ich negatywne reakcje (Riley et al., 2018; Talal i Santelmann, 2020) z powodów estetycznych (nieokielznanego i nieuporządkowanego wyglądu).

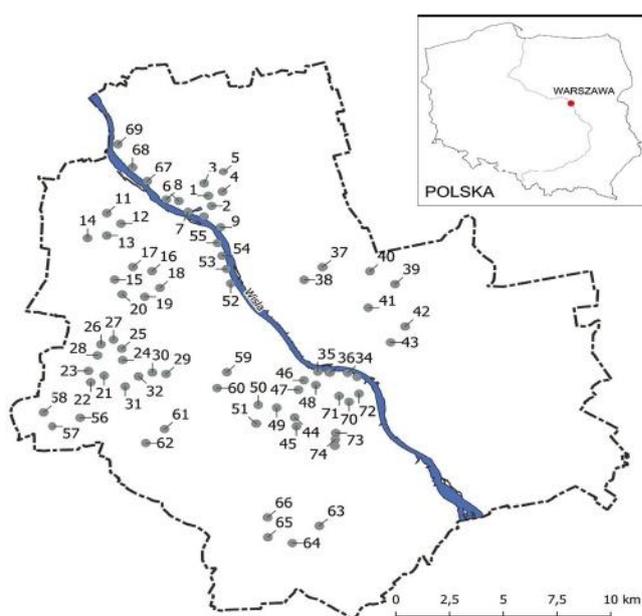
Badania nad zielenią miast sugerują, że jej wartość przyrodnicza od kilku dekad spada (Pyšek et al., 2004). Promowane są działania wzmacniające różnorodność florystyczną miast poprzez wprowadzanie w nich bogatych w gatunki zbiorowisk (Fischer et al., 2018), ale są one bardzo sporadyczne. Stwierdzono, że nieużytki mimo dużej niestabilności siedlisk i nieregularnych zaburzeń stanowią lokalne ostoje różnorodności gatunkowej roślin (Lososová et al., 2011; Bonthoux et al., 2014; Anderson i Minor, 2019) i spełniają istotne dla mieszkańców funkcje regulacyjne – przyczyniając się m.in. do regulacji temperatury i wilgotności, redukcji zanieczyszczeń powietrza i retencjonowania wody (Kim et al., 2015; Doomi et al., 2016). Wielkość świadczonych usług zależy niewątpliwie od struktury i składu gatunkowego nieużytków, ale dotychczasowe badania w tym zakresie są nieliczne.

Celem niniejszych badań było określenie zmienności fitosocjologicznej zbiorowisk wieloletnich nieużytków miejskich i ich klasyfikację, określenie struktury i gęstości roślinności, oraz ocena wielkości wybranych usług ekosystemowych świadczonych przez nieużytki (regulacji temperatury, wilgotności podłoża i pochłaniania pyłów).

Metody badań

Obszar badań

Badania zostały przeprowadzone w Warszawie, mieście o największej liczbie ludności w Polsce – 1,79 mln i wysokiej gęstości zaludnienia – 3462 os/km² (GUS, 2020). Warszawa charakteryzuje się dużym udziałem terenów zieleni w strukturze miasta, przy czym zieleń nieurządzona, bardzo wyraźnie dominuje nad terenami zieleni urządzonej, jak parki i zieleńce (Sikorska et al., 2020). Badaniami objęto część miasta znajdującą się na wysoczyźnie i w dolinie Wisły (ryc. 1). Nieużytki z wysoczyzny położone są przeważnie wśród wysokiej zabudowy mieszkaniowej na terenach przeznaczonych pod przyszłe inwestycje. Są użytkowane rekreacyjnie głównie przez ludność zamieszkującą sąsiadujące osiedla (Sikorska et al., 2020). Nieużytki w dolinie Wisły znajdują się w pasie zalewowym pomiędzy rzeką, a wałem przeciwpowodziowym. Pomimo widocznego oddalenia od zabudowy mieszkaniowej nieużytki są intensywnie użytkowane rekreacyjnie przez wszystkich mieszkańców miasta dzięki istniejącym na tych terenach ścieżkom (Sikorska et al., 2020). Wszystkie badane zbiorowiska wykształciły się spontanicznie na zdegradowanych obszarach, na których człowiek nie prowadził działalności od co najmniej kilkunastu lat.



Ryc. 1. Lokalizacja powierzchni badawczych w Warszawie
Locations of the research plots across Warsaw

Badania roślinności

Badania roślinności nieużytków przeprowadzono w latach 2017-2019. W pierwszym roku wytypowano obszary spełniające kryteria wieloletniego zarzucenia znajdujące się na gruntach będących we władaniu miasta Warszawy lub we własności Skarbu Państwa.

Następnie na wytypowanych obszarach rozpoznano w terenie zbiorowiska roślinne o powierzchni co najmniej 0,25 ha. W kolejnych latach wybrano losowo 75 stanowisk (ryc. 1), gdzie wykonano zdjęcia fitosocjologiczne (Braun-Blanquet, 1964). Zbiorowiska nieużytków, w ujęciu syntaksonomicznym, przypisano do jednostek wg systemu Mucina et al. (2016) klasyfikację zespołów przyjęto za Matuszkiewiczem (2014), a dla klasy *Robinietea* za Jurko (1963) i Hadač'em i Sofron'em (1980), z uzupełnieniem o zespoły podane w pracy dotyczącej roślinności Ufa (Ishbirdina i Ishbirdin, 1991). Na podstawie danych ze zdjęć fitosocjologicznych określono wskaźniki różnorodności florystycznej (tab. 1), które pozwoliły określić wkład tych ekosystemów do bogactwa gatunkowego miasta. Określono parametry siedliskowe takie jak: odczyn gleby, światło fotosyntetycznie czynne PAR, zawartość węgla organicznego w wierzchniej warstwie gleby, wilgotność i temperaturę podłoża, które pozwolą wyjaśnić zróżnicowanie ekologiczne roślinności w badanych zbiorowiskach (tab. 1).

Struktura roślinności i usługi ekosystemowe

Strukturę roślinności wyznaczono na podstawie pomiaru trzech warstw (drzewa, podszyt i rośliny zielne). Przedstawiono ją jako wielkość ulistnienia poszczególnych warstw. Ulistnienie obliczono na podstawie wskaźnika LAI mierzonego na trzech wysokościach – 0, 1 i 2 m (tab. 1). Pomiar LAI wykonywano przy pomocy sondy *SunScan Canopy Analysis System (Delta-T Devices)* w trzech powtórzeniach (w odległości co najmniej 1 m od siebie) dla każdej wysokości. Analizę struktury roślinności drzewiastej rozszerzono o analizę zwarcia okapu. Zwarcie okapu mierzone na podstawie fotografii wykonanych pionowo do góry (ogniskowa $f = 24$), które przedstawiały korony drzew przesłaniające niebo. Na wykonanych fotografiach przy pomocy programu *ImageJ* obliczono obszar zajmowany przez korony drzew (tab. 1). Fotografie okapu drzew wykonywano na wysokości 2 metrów, aby uniknąć przesłonięcia obiektu przez rośliny podszytu. Pomierzono także obwody (na wysokości 1,3 m) wszystkich pni o średnicy co najmniej 1 cm, następnie z otrzymanych obwodów obliczono powierzchnie przekrojów pędów i zsumowano dla każdego gatunku. Otrzymane sumy rozszerzyły analizę struktury warstwy drzew i podszytu (tab. 1).

Obliczono wielkość usług ekosystemowych dotyczących wychładzania powierzchni ziemi, ograniczania przed wysychaniem powierzchni ziemi oraz pochłaniania pyłów, które są usługami regulacyjnymi według MEA 2005 (Reid et al., 2005). Zdolność do wychładzania otoczenia i do ograniczania wysychania powierzchni ziemi obliczono jako różnicę między pomiarem w badanej powierzchni, a pobliskim intensywnie koszonym trawnikiem. Pomiar zerowy na intensywnie koszonym trawniku był wykonywany w tym samym czasie, co pomiar w badanej powierzchni. Pomiary na poszczególnych powierzchniach wykonywano w jednorodnych warunkach pogodowych, przy średniej dobowej temperaturze powyżej 25°C i co najmniej 5 dni po ostatnim opadzie (tab. 1). Pomiary pochłaniania pyłów dla wybranych gatunków roślin wykonano z czterech losowo wybranych osobników na powierzchniach badanych nieużytków. Gatunkami wytypowanymi do pomiaru zdolności wychwytywania pyłów były wszystkie gatunki drzewiaste na badanych powierzchniach, nawłóć późna i gatunki z rodziny wiechlinowatych. Liście z drzew zerwano z wysokości około 1,6 m, co odpowiada przeciętnej wysokości na której oddycha dorosły człowiek, liście z gatunków zielnych zerwano z jak najwyższej, możliwej wysokości. Liczba liści w próbach różniła się ze względu na ich wielkość zależną od gatunku. Liście

Tabela 1. Metody pomiaru wskaźników – różnorodności gatunkowej roślin, siedliskowe, struktury roślinności i ich usług ekosystemowych
Methods of determining indices of plant species diversity, habitat, vegetation structure and ecosystem services rendered

	Wskaźnik	Metoda pomiaru wskaźnika
Różnorodność gatunkowa roślin	Liczba gatunków	Liczba gatunków roślin naczyniowych na danej powierzchni, nomenklatura wg Mirek et al. (2002).
	Wskaźnik Shannona	Indeks Shannona-Wienera za Magurran(2013), obliczony na podstawie wykazu gatunków i ich pokrycia w runie.
	Hemerobia	Wskaźnik hemerobii wg Sukoppa (1990).
	Antropofity [%]	Udział roślin obcego pochodzenia (Mirek et al. 2002).
	Apofity [%]	Udział rodzimych roślin synantropijnych (Mirek et al. 2002).
	Spontaneofity [%]	Udział spontaneofitów (Mirek et al. 2002).
	Terofity [%]	Udział roślin jednorocznych na podstawie bazy <i>BiolFlor</i> (Kühn et al. 2004).
	Urbanofity	Średni udział urbanofitów na podstawie bazy <i>BiolFlor</i> (Kühn et al. 2004), obliczony na podstawie wykazu gatunków i ich pokrycia.
	Grupy fitosocjologiczne w warstwie runa [%]	Udział gatunków z klasy <i>Robinietaea</i> , <i>Artemisietea</i> , <i>Molinio-Arrhenatheretea</i> , <i>Querc-Fagetea</i> , <i>Salicetea purpureae</i> wg Kącki et al. (2013), Matuszkiewicz (2014).
	Gatunki starych lasów [%]	Udział% gatunków starych lasów w runie wg Dzwonko i Loster (2001) podzielona przez liczbę wszystkich gatunków w badanej powierzchni.
Rozmnażanie generatywne [%]	Udział% gatunków rozmnażających się generatywnie na podstawie bazy <i>BiolFlor</i> ($s = 1$, $sv = 0,5$, $v = 0$) (Kühn et al., 2004).	
Parametry siedliskowe	pH gleby	Odczyn w H ₂ O pomiar za pomocą pehametru CPC-502.
	Węgiel (%)	Zawartość węgla organicznego w wierzchniej warstwie gleby o miąższości 10 cm oznaczona metodą Tiurina (Sapek i Sapek, 1999).
	Wilgotność [%]	Pomiar urządzeniem HH2 z sondą W.E.T.
	Temperatura [°C]	jw.
	Światło [%]	Oświetlenie (PAR) promieniowania fotosyntetycznego mierzone urządzeniem <i>DataLogger LI-1400</i> z czujnikiem <i>Quantum Sensor LI-190SA</i> .
Wskaźniki Ellenberga	Średnie wskaźniki liczbowe dla udziału% gatunków warstwy zielonej obliczono na podstawie Ellenberga et al. (1991). L – światło, F – wilgotność podłoża, R – odczyn podłoża, N – zasobność/trofizm podłoża.	
Struktura roślinności	Wskaźnik pokrycia liściowego runa (LAI)	Średnia wartość LAI zmierzona przy podłożu pomniejszona o LAI zmierzona na wysokości 1 m (<i>SunScan Canopy Analysis System – Delta-T Devices</i>).
	Wskaźnik pokrycia liściowego podszytu (LAI)	Średnia wartość LAI zmierzona na wysokości 1 m pomniejszona o LAI zmierzona na wysokości 2 m.
	Wskaźnik pokrycia liściowego drzewostanu (LAI)	Średnia wartość LAI zmierzona na wysokości 2 m.
	Zwarcie drzew [%]	Procentowe przesłonięcie nieba przez korony drzew.
	Suma prz. pędów [m ² /ha]	Suma przekrojów wszystkich pni o średnicy powyżej 1 cm na wysokości 1,3 m znajdujących się na badanej powierzchni, obliczona na podstawie obwodów pni.
Usługi ekosystemowe	PM_50 [kg/ha]	Średnia masa pyłu deponowana na liściach roślin z terenów o niskim rocznym zanieczyszczeniu powietrza 50 µg/m ³ (średnie roczne wartości zanieczyszczeń obliczono na podstawie danych ze stacji pomiarowych z platformy <i>Airly</i> , dane ze stacji pomiarowych były pozyskiwane codziennie przez okres roku).
	PM_100 [kg/ha]	Średnią masę pyłów deponowanych na liściach roślin z badanej powierzchni zbieranego w warunkach przy wysokim zanieczyszczeniu powietrza 100 µg/m ³ (metoda obliczenia jw.).
	Wilgotność względna [Δ%]	Różnica w wilgotności powierzchni gleby pomiędzy pomiarem w badanej powierzchni, a intensywnie koszonej trawnikiem, na podstawie co najmniej dwu pomiarów urządzeniem HH2 z sondą W.E.T.
	Temperatura względna [Δ°C]	Różnica temperatury powierzchni gleby pomiędzy pomiarem w badanej powierzchni, a intensywnie koszonej trawnikiem, na podstawie co najmniej dwu pomiarów urządzeniem HH2 z sondą W.E.T.

*Objaśnienia skrótów: s – rozmnażanie generatywne, sv – rozmnażanie mieszane, v – rozmnażanie wegetatywne.

przewieziono do laboratorium i przechowywano w kontrolowanej temperaturze i wilgotności do czasu pełnego wysuszenia. Ilość pyłów zawieszonych oznaczono za pomocą metody opracowanej przez Dzierżanowskiego et al. (2011). W celu porównania zdolności poszczególnych gatunków do akumulacji pyłów zawieszonych mierzono powierzchnię blaszek liściowych przy pomocy urządzenia *Image Analysis System* (*Skye Instruments Ltd*, Wielka Brytania) i oprogramowania *SkyeLeaf*. Następnie obliczono ilość pochłanianych pyłów z blaszki liściowej o średniej wielkości dla danego gatunku. Wartości dla gatunków przeliczono na powierzchnię 1 ha odpowiednio do udziału gatunków w zdjęciu fitosocjologicznym proporcjonalnie do powierzchni ulistnienia (LAI) dla poszczególnych warstw roślinności (Przybysz et al., 2020).

Analizy statystyczne

Jednoczynnikową analizę ANOVA i istotności różnic pomiędzy grupami testem post hoc Fischera wykonano w programie Statistica 10 (www.statsoft.pl), a wieloczynnikową analizę CCA i test Monte Carlo w programie Canoco 5 (www.canoco5.com).

Wyniki

Charakterystyka fitosocjologiczna zbiorowisk nieużytków¹

Badane nieużytki zajmują siedliska żyznych, świeżych i wilgotnych grądów ze związku *Carpinion betuli* na wysoczyźnie i siedliska łęgów wierzbowo-topolowych *Populetum albae* z klasy *Salicetea purpureae* w międzywalu Wisły. Roślinność tych siedlisk w skutek działalności człowieka uległa przestrzennemu przemieszaniu, można stwierdzić siedliska łęgów na wysoczyźnie w miejscach okresowo zalewanych wodami opadowymi z kanalizacji burzowej i siedliska grądów w zmeliorowanej części doliny Wisły poza wałami.

Zidentyfikowano siedem syntaksonów w randze zespołów występujących powszechnie na nieużytkach Warszawy:

Ch. *Salicetea purpureae* Moor 1958

O. *Salicetalia purpureae* Moor 1958

All. *Salicion albae* Soo 1951

Ass. *Populetum albae* Br.-Bl. 1931 var. *Acer negundo*

Cl. *Robinietae* Jurko ex Hadač et Sofron 1980

O. *Chelidonio-Robinietae pseudoacaciae* Jurko ex Hadač et Sofron 1980

All. *Chelidonio-Robinietae pseudoacaciae* Jurko ex Hadač et Sofron 1980

Ass. *Chelidonio-Robinietum* Jurko 1963

All. *Chelidonio-Acerion negundo* L. Ishbirdina et A. Ishbirdin 1991

Ass. *Chelidonio-Aceretum negundi* L. Ishbirdina et A. Ishbirdin 1991

All. *Geo-Acerion platanoidis* L. Ishbirdina et A. Ishbirdin 1991

Ass. *Geo-Aceretum platanoidis* L. Ishbirdina et A. Ishbirdin 1991

Cl. *Agropyreteae intermedio-repentis* (Oberd. et al. 1967) Müller et Görs 1969

O. *Agropyretalia intermedio-repentis* (Oberd. et al. 1967) Müller et Görs 1969

¹ Patrz załącznik 1 i 2 na końcu artykułu.

- All. *Convolvulo-Agropyron repentis* Görz 1966
 Ass. *Calamagrostietum epigeji* Juraszek 1928
 Cl. *Molinio-Arrhenatheretea* R.Tx. 1937
 O. *Arrhenatheretalia elatioris* Pawł. 1928
 All. *Arrhenatherion elatioris* (Br.-Bl. 1925) Koch 1926
 Ass. *Arrhenatheretum elatioris* Br.-Bl. ex Scherr. 1925
 Cl. *Artemisietea vulgaris* Lohm., Prsg et R. Tx. in R.Tx. 1950
 Sub.Cl. *Galio-Urticenea* (Pass. 1967) Th. Müller in Oberd. 1983
 O. *Convolvuletalia sepium* R.Tx. 1950
 All. *Senecion fluviatilis* R.Tx. (1947) 1950 em. R.Tx. 1967
 Ass. *Rudbeckio-Solidaginetium* R.Tx. et Raabe 1950

Zbiorowiska leśne reprezentują zbiorowiska z klasy *Salicetea purpureae* i *Robinietea*. Runo wszystkich leśnych zbiorowisk nieużytków jest zdominowane przez gatunki charakterystyczne dla zbiorowisk z klasy *Robinietea* (tab. 2). W warstwie drzew i podrostu dominują gatunki z klas *Salicetea purpureae*, bądź *Robinietea*. W drzewostanie zespołu *Geo-Aceretum platanoidis* zaznaczają się gatunki z klasy *Quercu-Fagetea* (eutroficzne i mezotroficzne lasy liściaste), w *Populetum albae* gatunki drzew z klasy *Salicetea purpureae*, w *Chelidonio-Robinietum* – robinia akacja (*Robinia pseudoacacia*) a w *Chelidonio-Aceretum negundi* – klon jesionolistny (*Acer negundo*). Najliczniejszymi rodzimymi drzewami nieużytków są gatunki lekko nasienne (np. topole, brzozy), łatwo rozprzestrzeniające się z wiatrem (np. klon pospolity) lub przenoszone przez ptaki (np. jabłoń domowa). Najbardziej ekspansywnymi gatunkami są drzewa obcego pochodzenia, wspomniany *Acer negundo* i *Robinia pseudoacacia* – ponad połowa badanych powierzchni jest przez nie zdominowana^{1,2}.

Zespół *Populetum albae* var. *Acer negundo* (D)¹

Zespół reprezentowany jest przez fitocenozy znajdujące się na obszarach podlegającym systematycznemu zalewowi. Okresowe zalewy powodują, że w tych siedliskach drzewostan został zdominowany przez drzewa charakteryzujące się dynamicznym wzrostem, jak *Populus* ssp. (topole) i *Salix* ssp. (wierzby), przy czym szczególnie wyróżnia się *Populus xcanescens* (topola szara) i inne gatunki charakterystyczne dla syntaksonów z klasy *Salicetea purpureae*. Udział *Acer negundo* jest praktycznie stały, ale w starszych płatach zbiorowisk odnawia się słabiej niż topole. W runie stwierdzono kombinację gatunkową charakterystyczną dla *Salicetea purpureae*, w której skład wchodzi – *Glechoma hederacea* (bluszcz kurdybanek), *Poa trivialis* (wiechlina zwyczajna), *Elymus repens* (perz właściwy), *Rubus caesius* (jeżyna popielica), *Lysimachia nummularia* (tojeść rozestana), *Phalaris arundinacea* (mozga trzcinowata), *Calystegia sepium* (kielisznik zaroślowy), *Stachys palustris* (czyściec błotny), ale zajmują one tylko 15,3% powierzchni. Towarzyszy im kombinacja gatunków charakterystyczna dla klasy *Robinietea* – *Galium aparine* (przytulia czepna), *Geum urbanum* (kuklik pospolity), *Chaerophyllum temulentum* (świerząbek gajowy) w warstwie zielnej zajmująca 22,5%. Wkład zespołu do bogactwa gatunkowego miasta jest przeciętny. W zespole odnotowano średnio 15,4 gatunków, w większości pospolitych w mieście

rodzimych, ale o wysokiej hemerobii². Najcenniejsze gatunki, jakie odnotowano, są diagnostycznie ważne dla klasy *Salicetea purpureae*, *Molinio-Arrhenatheretea* – 10,4% i *Quercu-Fagetea* – 10,4%. Średnia zawartość węgla w wierzchniej warstwie gleb, na których znajduje się zespół wynosi 8,8%. Tak wysoka jego zawartość (Wanic et al., 2011) może wskazywać na stabilność zespołu w dłuższej perspektywie czasu. Przy zaniechaniu jakiegokolwiek działalności człowieka zbiorowiska będą prawdopodobnie regenerować się w kierunku łągów topolowych.

Zespół *Chelidonio-Robinetum* (B)¹

Zespół reprezentowany jest przez fitocenozy znajdujące się na terenach przemysłowych, w pobliżu opuszczonych zabudowań, wzdłuż dróg i na dzikich wysypiskach. W skład siedliska wchodzi drzewostany zdominowane przez *Robinia pseudoacacia*, rzadziej inne gatunki drzew charakterystyczne dla klasy *Robinietea*. Gatunkami diagnostycznymi w runie są – *Chelidonium majus* (glistnik jaskółcze ziele) i *Sambucus nigra* (bez czarny). Towarzyszy im kombinacja gatunków charakterystyczna dla klasy *Robinietea* – *Geum urbanum*, *Taraxacum* sect. *Ruderalia*, *Acer platanooides* (klon pospolity) w warstwie zielnej. Nierzadko pojawia się silny nalot siewek, zwykle *Sambucus nigra*, co prowadzi z czasem do silnego zacienienia dna zbiorowiska i redukcji puli gatunkowej warstwy zielnej. Na powierzchniach wykaszanych utrwała się trawiaste synuzjum³ upodabniając zbiorowisko do sporadycznie pielęgnowanych parków miejskich. Wkład zespołu do bogactwa gatunkowego miasta jest mały. Występuje w nim średnio 11,1 gatunków, pospolitych w mieście, o wysokiej hemerobii, a udział gatunków obcych w runie znajduje się na niskim poziomie. Większość gatunków ruderalnych jest charakterystyczna dla klasy *Robinietea* – 62,3% pokrycia (tab. 2). Średnia zawartość węgla w wierzchniej warstwie gleb, na których znajduje się zespół wynosi 3,4% (tab. 4). Tak wysoka jego zawartość (Vítková et al., 2015) może wskazywać na stabilność zespołu w dłuższej perspektywie czasu. Mały udział robinii w podszycie wskazuje, że zbiorowisko pozostanie stabilne do czasu życia dorosłych osobników tego gatunku.

Zespół *Chelidonio-Aceretum negundi* (C)¹

Zespół reprezentowany jest przez fitocenozy znajdujące się na wysoczyźnie i na tarasie zalewowym doliny rzeki. Jego występowanie nie jest zależne od cyklicznych zalewów, dlatego występuje po obu stronach wałów przeciwpowodziowych. Drzewostan zdominowany jest przez *Acer negundo*, wraz z nim pojawiają się rzadziej *Prunus cerasifera* (śliwa wiśniowa) i *Acer platanooides*. Gatunkami diagnostycznymi w runie są – *Viola odorata* (fiołek wonny) i *Humulus lupulus* (chmiel zwyczajny). Towarzyszy im kombinacja gatunkowa charakterystyczna dla klasy *Robinietea* – 46,4% pokrycia oraz *Salicetea purpureae* – 10,5% i *Molinio-Arrhenatheretea* – 10,2% w warstwie zielnej. Struktura roślinności porastającej zbiorowisko jest mocno zależna od dominującego w drzewostanie *Acer negundo*. Klon jesionolistny ma silnie zwarty okap co utrudnia rozwój pokrywy zielnej powstrzymując zmiany sukcesyjne. Wkład zespołu do bogactwa gatunkowego miasta jest niski. Występuje w nim średnio

² Hemerobia: wskaźnik nasilenia synantropizacji roślinności w odpowiedzi na antropopresję (Sukopp, 1972).

³ Synuzjum: zbiorowisko roślinne wyróżnione w oparciu o kryterium strukturalne (Fukarek, 1967).

11,7 gatunków, dość pospolitych w mieście, o względnie wysokiej hemerobii, a udział gatunków obcych w runie znajduje się na niskim poziomie – 11,1% (tab. 2). Średnia zawartość węgla w wierzchniej warstwie gleb (4,5%) oraz duży udział klonu jesionolistnego w podszycie wskazują na względną stabilność zespołu w dłuższej perspektywie czasu.

Zespół *Geo-Aceretum platanoidis* (A)¹

Zespół reprezentowany jest przez stanowiska gatunków nitrofilnych znajdujące się na wysoczyźnie. Drzewostan zdominowany przez *A. platanoides*. Często występują również gatunki typowe dla lasów liściastych związku *Carpinion betuli* (lasy grądowe) – *Quercus robur* (dąb szypułkowy), *Tilia cordata* (lipa drobnolistna), jak i gatunki obcego pochodzenia – *Acer saccharinum* (klon srebrzysty), *Larix kaemferi* (modrzew japoński). Gatunkami diagnostycznymi w runie są – *Geum urbanum*, *Dactylis glomerata* (kupkówka pospolita) i *Lapsana communis* (łoczyga pospolita). Towarzyszy im kombinacja gatunkowa typowa dla klasy *Robinietaea* – *Taraxacum* sect. *Ruderalia*, *Chelidonium majus*, *Sambucus nigra*, *Viola odorata*, *Agrostis capillaris* (mietlica pospolita) w warstwie zielnej. Silny nalot siewek drzew, zwykle *Acer platanoides* i *Sambucus nigra*, prowadzi w późniejszych etapach rozwoju do silnego zacienienia dna zadrzewienia, co powoduje zubożenie warstwy zielnej. Wkład zespołu do bogactwa gatunkowego miasta jest najwyższy spośród nieużytków. Na stanowiskach tego zespołu odnotowano najwięcej gatunków starych lasów (13,6%), w tym kilka rzadkich dla miasta. W zespole występuje średnio 14,2 gatunków, dość pospolitych w mieście, rodzimych o niewysokiej hemerobii. Najwięcej jest gatunków diagnostycznie ważnych dla klasy *Robinietaea*. Istotną rolę odgrywają również gatunki diagnostycznie ważne dla klasy *Querco-Fagetea* – 10,3% (tab. 2). Średnia zawartość węgla w wierzchniej warstwie gleb wynosi 4,5%. Taka zawartość węgla, przy braku jakiegokolwiek działalności człowieka, wskazuje, że zbiorowiska te pozostaną stabilne przez dziesiątki lat.

Zbiorowiska nieleśne nieużytków reprezentują zbiorowiska trawiaste z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, i ruderalne z klas *Artemisietea* i *Epilobietea angustifolii* (tab. 2). Wszystkie utrzymują się co najmniej od kilku lat, jako trwałe zbiorowiska trawiaste dzięki sporadycznemu koszeniu lub dzięki ekspansywnym gatunkom – *Solidago* ssp. (nawłóć), *Calamagrostis epigejos* (trzcinnik piaskowy).

Zespół *Arrhenatheretum* var. *Elymus repens* (E)²

Zespół reprezentowany jest przez fitocenozy trawiaste zajmujące małe powierzchnie wśród zwartej zabudowy. Zespół zdominowany jest przez *Poa pratensis* (wiechlina łąkowa), *Dactylis glomerata* i *Lolium perenne* (życica trwała) – gatunki diagnostycznie ważne dla klasy *Molinio-Arrhenatheretea*. Stałą i znaczącą domieszką jest *Elymus repens* i *Medicago falcata* (lucerna sierpowata). Wkład zespołu do bogactwa gatunkowego miasta jest wyższy niż nieużytków leśnych. Średnio w zespole jest 14,9 gatunków, dość pospolitych w mieście, jednak 22% z nich to gatunki obce. Najwięcej jest gatunków diagnostycznie ważnych dla zbiorowisk z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, a następnie dla klasy *Robinietaea* – 15,3% (tab. 2). Średnia zawartość węgla w wierzchniej warstwie gleb wynosi 3,13%. Stosunkowo niska zawartość węgla (Poeplau et al., 2016) może wskazywać na postępującą sukcesję ze strony gatunków drzewiastych. Przy braku koszenia w zbiorowisku pojawią się siewki drzew z czasem zacieniające fragmenty łąk. Proces będzie trwał kilkanaście i dłużej lat.

Zespół *Calamagrostietum epigeji* (G)²

Zespół reprezentowany jest przez fitocenozy znajdujące się na wysoczyźnie i na tarasie zalewowym doliny rzeki. Jego występowanie nie jest zależne od cyklicznych zalewów, dlatego występuje po obu stronach wałów przeciwpowodziowych. W fitocenozach reprezentujących zespół dominantą jest *Calamagrostis epigejos*. Na obszarach zajmowanych przez zespół często odnotowuje się – *Solidago canadensis* (nawłóć kanadyjska), *Solidago gigantea* (nawłóć późna), *Agrostis gigantea* (mietlica olbrzymia) i *Poa trivialis*. Wkład zespołu do bogactwa gatunkowego miasta jest przeciętny. W zespole odnotowano średnio 14,6 gatunków, pospolitych w mieście, i stosunkowo dużo gatunków obcych. Należy tu odnotować, że w jednym badanym płacie znaleziono jedyne stanowisko w kraju *Carex melanostachya* (turzyca ciemnokłosa), który był uznany za wymarły (Sikorski et al., 2019). Najwięcej jest gatunków diagnostycznie ważnych dla klasy *Epilobietea angustifolii*. Średnia zawartość węgla w wierzchniej warstwie gleb wynosi 3,1%, co jest wartością stosunkowo niską (Wanic et al., 2011). Ze względu na duże zagęszczenie roślinności zielnej nalot samosiewów złożony z *Acer negundo*, *Salix fragilis* (wierzba krucha) i *Salix alba* (wierzba biała) rozwija się powoli, co powoduje, że siedlisko jest stabilne.

Zespół *Rudbeckio-Solidaginetum* (F)²

Zespół reprezentowany jest przez fitocenozy znajdujące się na tarasie zalewowym doliny rzeki. Jego występowanie nie jest zależne od cyklicznych zalewów, dlatego występuje po obu stronach wałów przeciwpowodziowych. W fitocenozach reprezentujących zespół dominantą są nawłocie. Na obszarach zajmowanych przez zespół licznie odnotowuje się – *Calamagrostis epigejos*, *Tanacetum vulgare* (wrotycz zwyczajny), *Urtica dioica* (pokrzywa zwyczajna) i *Cirsium arvense* (ostrożeń polny). Wkład zespołu do bogactwa gatunkowego miasta jest niski. W zespole odnotowano najwyższą średnią liczbę gatunków spośród nieużytków – 16,1, względnie pospolitych w mieście, jednak duża ich część do gatunki obcego pochodzenia. Najwięcej jest gatunków diagnostycznie ważnych dla klasy *Artemisietea* – 53% pokrycia. Niewielką rolę odgrywają tu diagnostycznie ważne dla klasy *Robinietea* – 11,8% (tab. 2). Średnia zawartość węgla w wierzchniej warstwie gleb, na których znajduje się zespół wynosi 2,24%, co jest wartością stosunkowo niską (Wanic et al. 2011). Nalot samosiewów złożony z *Acer negundo*, *Crataegus monogyna* (głóg jednoszyjkowy) i *Prunus cerasifera* rozwija się bardzo powoli, czego przyczyną są gęste łany *Solidago* spp. Zbiorowisko jest względnie stabilne przez co najmniej 20 lat.

Analiza CCA wyjaśnia 13,6% zróżnicowania roślinności nieużytków pod względem siedliskowym. Głównymi czynnikami wpływającymi na jej kształt są zawartość węgla w podłożu, ilość dostępnego światła, podatność na nagrzewanie i retencję wody oraz wartość pH (ryc. 2, tab. 3). Poszczególne powierzchnie badanej roślinności układają się na wykresie w gradiencie względem tych parametrów w sposób uporządkowany. Po lewej części diagramu CCA usytuowane są powierzchnie związane z żyznymi i okresowo wilgotnymi siedliskami łągowymi, z prawej z żyznymi i umiarkowanie wilgotnymi siedliskami łągowymi (ryc. 2). Powierzchnie *Populetum albae* var. *Acer negundo*, położone po prawej stronie, to postacie zespołu na siedliskach niezwiązanych z dolinami, jednak poddane okresowym zalewom ze względu na specyficzne ukształtowanie terenu powstałe w wyniku działalności człowieka. Analogiczna sytuacja dotyczy się zbiorowisk *Rudbeckio-Solidaginetum*, które

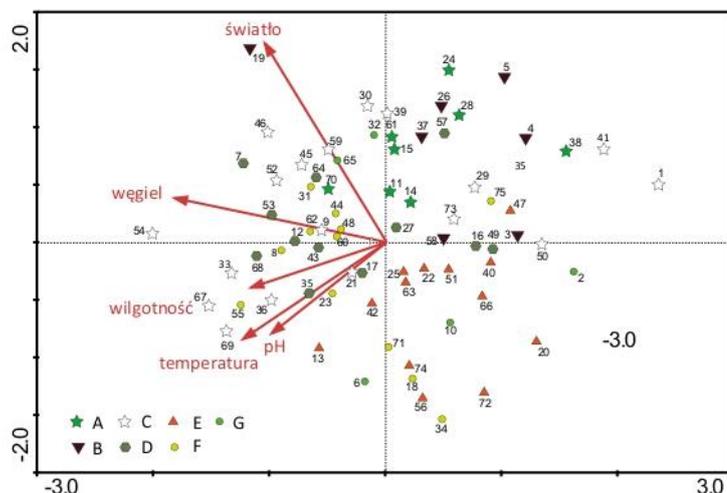
Tabela 2. Wskaźniki różnorodności gatunkowej roślin, fitosocjologiczne i siedliskowe dla poszczególnych typów zbiorowisk nieużytków. Oznaczenia A-G patrz rycina 2 ($p < 0,05$ – istotność statystyczna, ns – wynik nieistotny statystycznie, a, b, c – grupy homogeniczne)

Indices of plant species diversity, phytosociology and habitat in regard to the different types of wasteland community identified. For designations A-G see Fig. 2 ($p < 0.05$ – statistical significance, ns – non-significant statistically, a, b, c – homogeneous groups)

Typ	A	B	C	D	E	F	G	p
N	8	7	18	12	13	12	5	
Wskaźniki różnorodności gatunkowej roślin								
Liczba gatunków	14,25	11,14	11,78	15,42	15,92	16,17	14,60	ns
Shannon-Wiener	1,79	1,39	1,69	1,79	1,94	1,78	1,67	ns
Hemerobia	3,85a	3,98ab	3,74a	4,01a	4,21ab	4,62b	4,10ab	0,01
Urbanofity	2,76ab	3,19b	2,63a	2,60a	2,84ab	2,63a	2,63a	0,00
Antropofity	3a	7a	11a	20ab	22ab	37b	22ab	0,00
Apofity	52ab	67ab	57a	47ab	46ab	24b	57a	0,00
Spontaneofity	45	26	32	33	32	39	20	ns
Terofity	0a	6ab	5a	11ab	18ab	23b	14ab	0,00
Gatunki starych lasów	13,6b	5,8ab	5,6ab	5,6ab	2,6a	0,9a	1,3a	0,00
Rozmnażanie generatywne	56,8ab	59,1ab	61,0ab	65,1ab	73,6b	67,5ab	45,2a	0,01
Grupy fitosocjologiczne w warstwie runa [%]								
<i>Robinieta</i>	43,2a	62,3a	46,4a	22,5b	14,9b	11,8b	5,1b	0,00
<i>Artemisietea</i>	10,8ab	4,8a	8,9ab	20,3b	11,5ab	53,0c	22,4ab	0,00
<i>Molinio-Arrh.</i>	12,1a	1,6a	10,2a	11,1a	40,7b	9,7a	11,5a	0,00
<i>Quercu-Fagetea</i>	10,3	0,6	8,7	10,4	0,4	0,2	0,0	ns
<i>Salicetea purpureae</i>	0,1ab	0,0ab	10,5bc	15,3c	1,6ab	0,5a	5,7abc	0,03
Czynniki siedliskowe								
pH	6,83ab	6,61a	7,25b	7,06ab	7,08ab	7,35b	6,97ab	0,16
Węgiel (%)	3,45b	3,33b	4,54b	8,80a	3,13b	2,24c	3,13b	0,00
Wskaźniki ekologiczne roślin Ellenberga								
L – światło	6,26c	6,36ac	6,92ab	6,90ab	6,94ab	7,18b	6,94abc	0,00
F – wilgotność podłoża	6,02	5,84	6,06	6,30	5,81	6,35	6,19	ns
R – odczyn podłoża	6,79	6,12	6,77	6,53	6,12	6,17	6,75	ns
N – zasobność/trofizm podłoża	5,85	5,51	5,95	6,31	5,37	5,99	6,00	ns

głównie występują w dolinie rzeki, ale również nielicznie występują na wysoczyźnie. *Chelidonio-Aceretum negundi* i *Calamagrostietum epigeji* mają szerokie spektrum występowania. Zespołami występującymi niemal wyłącznie poza dolinami są *Chelidonio-Robinetum*, *Geo-Aceretum platanoidis* i łąki ze związku *Arrhenatherion* var. *Elymus repens*. Czynniki siedliskowymi najlepiej wyjaśniającymi zmienność poziomą jest pH, wilgotność i zawartość węgla w podłożu (tab. 2).

Wszystkie badane zbiorowiska powstały spontanicznie. Są to zbiorowiska stabilne, zbudowane z rodzimych gatunków wieloletnich – spontaneofitów i apofitów, rozmnaża-



Ryc. 2. Diagram CCA przedstawiający zróżnicowanie zbiorowisk nieużytków na tle czynników siedliskowych A. *Geo-Aceretum platanoidis*, B. *Chelidonio-Robinetum*, C. *Chelidonio-Aceretum negundi*, D. *Populetum albae* var. *Acer negundo*, E. *Arrhenatheretum* var. *Elymus repens*, F. *Rudbeckio-Solidaginetum*, G. *Calamagrostietum epigeji*

CCA diagram setting the differentiation present in the wasteland communities against habitat factors

Tabela 3. Wpływ parametrów glebowych na model CCA ($p < 0,05$ – istotność statystyczna)

The impact of soil parameters on the CCA model ($p < 0.05$ – statistical significance)

Parametr	Lambda	P	F
węgiel	0,35	0,002*	1,97
światło	0,32	0,002*	1,76
temperatura	0,28	0,002*	1,62
wilgotność	0,25	0,022*	1,45
pH	0,23	0,036*	1,32

*Cechy, które mają istotny wpływ na model porządkowania przy $p < 0,05$ na podstawie testu Monte Carlo.

jących się generatywnie o wysokim stopniu urbanofilności i hemerobii, przy czym udział gatunków wybitnie trwałych – starych lasów jest bardzo mały (tab. 2).

Struktura zbiorowisk nieużytków i wielkość usług ekosystemowych

Różnice w strukturze roślinności dotyczą głównie zagęszczenia zdrewniałych pędów. Wśród zadrzewień zespół *Chelidonio-Aceretum negundi* odznacza się największą ilością pędów. Suma przekrojów drzew na tych powierzchniach wynosiła średnio 5072 m²/ha. W pozostałych zbiorowiskach leśnych wartość ta była o 1/3 niższa. Wszystkie zbiorowiska nieleśne są zasiedlane przez młode drzewa w podobnym tempie. Ich zagęszczenie w badanych płatach jest niewielkie i wynosi ok. 340 m²/ha.

Zwarcie warstwy drzew w zbiorowiskach leśnych pochodzących z różnych syntaksonów jest podobne i wynosi 70-85%. Również wartość LAI warstwy drzew i krzewów przyjmuje podobne wartości we wszystkich zbiorowiskach drzewiastych (tab. 4). Ulistnienie okapu

drzew w zespole *Chelidonio-Robinetum* jest najwyższe 5,43, a *Populetum albae* najniższe 3,78. Z kolei warstwa podrostu w zespole *Chelidonio-Robinetum* jest najniższa i wynosi 0,24, a w *Chelidonio-Aceretum negundi* najwyższa 0,77. Warstwa runa we wszystkich zespołach osiąga zbliżone wartości oscylujące w przedziale 1,1-1,6. Ogólne ulistnienie zespołu *Rudbeckio-Solidaginetum* jest wyjątkowo wysokie – 3,64. Natomiast najmniejsze ogólne ulistnienie odnotowano w zespole *Arrhenatheretum* – 1,94 (tab. 4).

Wielkości usług ekosystemowych pełnionych przez badane zbiorowiska przyjmują podobne wartości. Największe statystyczne różnice odnotowano w przypadku pochłaniania pyłów przez rośliny. Zespół *Chelidonio-Robinetum* pochłania ich najwięcej spośród badanych zespołów. Jest w stanie w warunkach silnego zanieczyszczenia powietrza pochłonąć kilka razy więcej pyłów niż analogiczne zbiorowisko *Geo-Aceretum platanoidis*, czy zbiorowiska nieleśne. Jego potencjał rośnie wraz z wzrostem zanieczyszczenia powietrza. W przypadku niskiego zanieczyszczenia powietrza różnice w pochłanianiu pyłów pomiędzy zbiorowiskami się zacierają (tab. 4). W badanych zbiorowiskach nie odnotowano statystycznie istotnych różnic w ochronie przed wysuszeniem podłoża. Z drugiej strony wszystkie zbiorowiska chronią przed wysuszeniem lepiej od intensywnego trawnika. Średnie różnice temperatur wskazują, że wychładzanie podłoża najbardziej ogranicza okap *Chelidonio-Aceretum negundi* i *Chelidonio-Robinetum* (tab. 4).

Tabela 4. Wskaźniki struktury zbiorowisk i usług ekosystemowych dla poszczególnych typów zbiorowisk nieużytków Oznaczenia A-G – patrz rycina 2
Indices noted for community structure and ecosystem services in the case of the different types of community of wasteland vegetation. For indications A-G – see Fig. 2

Typ	A	B	C	D	E	F	G	p
Struktura zbiorowisk								
Wskaźnik pokrycia liściowego runa (LAI)	1,65a	1,14a	1,27a	1,47a	1,93a	3,64b	2,48ab	0,00
Wskaźnik pokrycia liściowego podrostu (LAI)	0,42	0,24	0,77	0,37	0,43	1,05	0,68	n.s
Wskaźnik pokrycia liściowego drzew (LAI)	4,65a	5,43a	4,65a	3,78a	0,36b	0,44b	0,56b	0,00
Zwarcie drzew [%]	69,49a	84,19a	75,50a	73,38a	0,00b	0,00b	0,00b	0,00
Przekrój pędów [m ² /ha]	3225ab	2714ab	5072b	2875ab	346a	342a	340a	0,01
Usługi ekosystemowe								
Pochłanianie pyłów (PM) przez roślinność w warunkach przeciętnego (50) i dużego (100) zanieczyszczenia powietrza								
Pochł. pyłów (PM 50) [kg/ha]	1,5a	1,2abc	1,4a	1,3ac	0,2d	0,8bc	0,4bd	0,00
Pochł. pyłów (PM 100) [kg/ha]	5,7ab	26,5c	7,2ab	9,1b	2,8a	11,4b	6,9ab	0,00
Retencjonowanie wody i wychładzanie podłoża względem murawy trawnikowej								
Wilgotność względna [Δ%]	1,13	1,23	2,55	1,56	1,68	1,74	1,30	n.s
Temperatura względna [Δ°C]	0,85ab	0,82a	0,84a	0,89abc	0,96c	0,93bc	0,91abc	0,03

Dyskusja

Charakterystyka fitosocjologiczna roślinności nieużytków

Zbiorowiska roślinne warszawskich nieużytków, występujące na siedliskach roślinności ze związku *Carpinion betuli* i ass. *Populetum albae*, opisują w większości znane jednostki fitosocjologiczne. Wyjątkiem są zadrzewienia należące do klasy *Robinietaea* (Chytrý et al., 2013; Kącki et al., 2013; Mucina et al., 2016), których pozycja syntaksonomiczna w randze zespołu w Polsce nie jest jednoznaczna. Lasy są wyraźnie zdominowane przez gatunki drzew obcego pochodzenia lub rodzime gatunki o charakterze pionierskim, ale wymagają długotrwałych obserwacji, gdyż wydaje się, że starzejące się osobniki inwazyjne nie odnawiają się skutecznie. Ich runo w większości zbudowane jest z gatunków klasy *Robinietaea*, wcześniej przypisywanych w dużej mierze do klasy *Artemisietea* (Matuszkiewicz, 2014). Ze względu na ich trwałość i brak badań dowodzących, że w dłuższym okresie ich udział maleje, zbiorowiska nieużytków zdominowane przez gatunki inwazyjne należy określić jako ekosystemy nowe (Hobbs et al., 2009).

Roślinność łęgów *Populetum albae* var. *Acer negundo* w strefie miast jest szczególnie silnie podatna na antropopresję (Dyderski i Jagodziński, 2019a; Sikorska et al., 2019). Zanik epizodycznych zalewów spowodowany zmianami klimatu i regulacjami koryta górnego biegu, postępujący proces gładowienia i wynikający z tego ciąg sukcesyjny prowadzi do regresji zespołu. Częstym efektem tych niekorzystnych zjawisk jest pojawienie się neofitu *A. negundo*, który przekształca drzewostany zespołów leśnych (Dyderski i Jagodziński, 2014).

Zespół *Geo-Aceretum platanoidis* nie był wyróżniany dotąd w Polsce. Jednak roślinność tworząca charakterystyczną kombinację gatunków dla tej jednostki występuje powszechnie w miastach. Zespół zajmuje duże płaty nieużytków zdominowane przez rodzime gatunki drzew, łatwo rozprzestrzeniające się, niekiedy sztucznie wprowadzone (Yeremenko, 2019). Do tego zespołu kwalifikują się również zapuszczone parki, gdzie runo nie jest koszone przez dłuższy czas. Dotąd jednostka ta była traktowana jako forma regeneracyjna gładów ze związku *Carpinion betuli* (Sikorski, 2018). Dawniej jednostkę ujmowano w klasie *Artemisietea*. Wydzielenie klasy *Robinietaea* (Mucina et al., 2016), nakazuje konsekwentnie klasyfikować do niej takie powierzchnie. Z braku wykonanej na dużej próbie rewizji systematycznej w Polsce zespół wyróżniony w Ukrainie i Rosji (Ishbirdina i Ishbirdin, 1991) wydaje się najwłaściwszym odniesieniem. Jednak stwierdzenie to ma szerszy kontekst, który wymaga wyjaśnienia. Wiąże się to z pytaniem – jak ujmować zbiorowiska trwałych nieużytków z gatunkami inwazyjnymi jako długookresowych postaci regeneracyjnych i degeneracyjnych w odniesieniu do typów roślinności potencjalnej? W klasycznym ujęciu, zbiorowiskom zdegradowanym przypisywano jednoznacznie jeden kierunek określony zbiorowiskiem potencjalnym. Miało to duże znaczenie praktyczne i ułatwiało zrozumienie procesów przyrodniczych na tle ogromnej przypadkowości procesów urbanizacyjnych. Procesy te doprowadziły do tak dużych zmian w środowisku, że w jednym płacie występują gatunki, które naturalnie praktycznie nie miały szans pojawić się obok siebie, a kierunek sukcesyjnych zmian stał się niewyraźny. Wątpliwości dotyczące przebiegu kierunku sukcesji pojawiały się już w połowie XX w. (Wolak, 1969). Rozwiązaniem niejasnego przebiegu sukcesji mogą być ekosystemy nowe (Hobbs et al., 2009), Jednak ich pozycja nie jest ugruntowana i są szeroko dyskutowane i krytykowane (Murcia et al., 2014). Pojawiła się nierozstrzygnięta kwestia progów ekologicznych, które nowy ekosystem przekroczył, co skutkuje znacząco zmienionym składem gatunkowym i trwałości. Zwrócono przy okazji

uwagę na niespójności w klasyfikacjach ekosystemów w literaturze (Morse et al., 2014). Koncepcja „nowego ekosystemu” nie została poddana gruntownej walidacji empirycznej właściwej dla nauki. Obawiano się, że może prowadzić to do niepożądanych rezultatów w zarządzaniu ekosystemami, prawie ochrony środowiska i polityce (Murcia et al., 2014). Najbardziej kontrowersyjne w koncepcji ekosystemów nowych jest twierdzenie o nieodwracalności progów ekologicznych. W badanych w Warszawie nieużytkach zauważalne jest rozmywanie się gradientów siedlisk potencjalnych. Prowadzone od 20 lat obserwacje nad trwałością tych zbiorowisk sugerują czasowe powstawanie zbiorowisk, które przez jakiś czas trudno przypisać do konkretnego siedliska potencjalnego. W wielu przypadkach wyraźny jest proces wycofywania się gatunków inwazyjnych, które wcześniej dominowały i zauważa się brak ich skutecznego odnawiania. Nie zaobserwowano przy tym całkowitego procesu przejścia z ekosystemu nowego z gatunkami inwazyjnymi do ekosystemu naturalnego. Dobrze sytuację opisuje pojęcie ekosystemu „hybrydowego” (Morse et al., 2014). Pojęcie ekosystemu „czasowo zaburzonego”, gdzie zmiany w siedlisku zaszły na tyle duże, że identyfikacja siedliska potencjalnego po roślinności jest trudna lub niemożliwa również pasuje do zbiorowisk roślinności występujących na warszawskich nieużytkach. Dopiero obserwacja płatów w przyszłości ujawni ich faktyczny kierunek sukcesji.

Zespół *Chelidonio-Robinetum* został opisany w Polsce pod koniec XX w. i zaklasyfikowany do klasy *Artemisietea* (Świerkosz, 1993; Endler et al., 1999). Zajmuje mezofilne siedliska lasów liściastych (Smahliuk, 2017). W starszych opisach tego zespołu z Polski, podobnie jak w badanych nieużytkach, wyraźnie dominują gatunki z klasy *Robinietaea*. Wiele tych powierzchni zaadaptowano na tereny parkowe z trawiastym runem i zubożonym podszytem (Świerkosz, 1993), na których kilkuletnie zaprzestanie pielęgnacji prowadzi do szybkiego wykształcenia się podrostu *Sambucus nigra*, *A. negundo* i *R. pseudoacacia*. W Polsce zespół ma charakter antropogeniczny i nie rozprzestrzenia się tak silnie jak w krajach sąsiednich – w Ukrainie (Smahliuk, 2017), Litwie (Marozas et al., 2015) i Czechach (Vítková i Kolbek, 2010; Chytrý et al., 2013). Zespół ma wiele postaci, które często nawiązują do silnie nitrofilnego *Balloto nigrae-Robinion* (Hadač i Sofron, 1980) lub do *Galio aparines-Robinetum* (Smahliuk, 2017) związanego z zalewanymi siedliskami. Badania nad nieużytkami Warszawy wskazują, że siedliskami zajmowanymi przez *Robinia pseudoacacia* są siedliska zdegradowanych grądów i pozbawionych zalewów grądowiejących łągów topolowych (z obserwacji można dodać, że sporadycznie zajmuje nawet siedliska borów mieszanych, czego w badaniach nie udokumentowano). Zespół *Chelidonio-Robinetum* jest trwały, a wraz ze starzeniem się drzew inwazyjnych nie odtwarza się rodzima roślinność naturalnych lasów (Benespero et al., 2012). *Robinia pseudoacacia* wnika na siedliska leśne i zastępuje rodzimą roślinność leśną (Vítková et al., 2017) zmieniając warunki fizykochemiczne podłoża (Nascimbene et al., 2015). Z *Robinia pseudoacacia* związane są bakterie wiążące azot, które wzbogacają zasoby tego pierwiastka w glebie (Macedo et al., 2008), powodujące gwałtowny wzrost produktywności (Kleinbauer et al., 2010) i w konsekwencji zmiany w składzie gatunkowym zbiorowisk roślinnych (Benespero et al., 2012; Vítková et al., 2017).

Zespół *Chelidonio-Aceretum negundi* nie był opisywany w Polsce, choć znany jest z krajów sąsiednich (Passarge, 1990; Batanjski et al., 2015; Yeremenko, 2019; Veselkin i Dubrovin, 2019). Pospolite zbiorowiska zdominowane przez *Acer negundo* w Polsce określane były jako zbiorowiska nieustabilizowane np. *Acer negundo-Elymus repens* (Adamczak, 2007). Trudno jest opisać jednostkę z klonem jesionolistnym o tak szerokim

spektrum ekologicznym, a w warunkach Warszawy przenikającą do niemal wszystkich żyznych siedlisk (ryc. 2). Wydzielenie klasy *Robinietaea* (Mucina et al., 2016) i względnie duża trwałość zbiorowisk konsekwentnie nakazuje wyodrębnienie jednostki, a *Chelidonio-Aceretum negundi* opisane przez Ishbirdinę i Ishbirdina (1991) wydaje się właściwym wyborem. Rozstrzygnięcia wymaga, czy *Chelidonium majus* jest gatunkiem charakterystycznym dla *Chelidonio-Robinetum* czy *Geo-Aceretum platanoidis*. Kwestię tę powinna rozstrzygnąć rewizja syntaksonomiczna klasy *Robinietaea* dla Polski. Zespół zdominowany jest przez inwazyjny gatunek *Acer negundo*, który dzięki wysokiej zdolności do adaptacji, lepiej od gatunków rodzimych, znosi niekorzystne warunki i potrafi efektywnie wykorzystać dostępne zasoby. Badania nad pokryciem liściowym roślin w nieużytkach wykazały, że w warunkach nieograniczonego światła powierzchnia liści *Acer negundo* była znacznie większa niż gatunków rodzimych. Klon wykazuje do tego większą plastyczność w alokacji liści, efektywniej korzystając ze światła i utrudniając osiedlanie się innych gatunków, w tym rodzimych, pod jego okapem (Porté et al., 2011; Bottollier-Curtet et al., 2012). W warunkach dużej konkurencji *A. negundo* ma zdolność wytwarzania nowych, licznych pędów wegetatywnych, przez co w zasiedlonych powierzchniach tworzy jednogatunkowe drzewostany (Lamarque et al., 2012). Badane zbiorowiska *Chelidonio-Aceretum negundi* uznano jako ekosystemy trwałe, choć w literaturze są doniesienia o zastępowaniu *Acer negundo* przez rodzime drzewostany liściaste, głównie *Acer platanoides*, co prowadzi do jego transformacji w zespół *Chelidonio-Aceretum negundi* var. *Acer Platanoides*. Zespół *Chelidonio-Aceretum negundi* zajmuje obszary, na których pierwotnie znajdowały się lasy *Carpinion betuli*, *Salicion albae* (zarośla i lasy wierzbowe w dolinach rzek na niżu i pogórzach) i *Alno-Ulmion* (lasy łęgowe). Zajmuje przede wszystkim obszary rozlewisk, wąwozy, zbocza dolin rzecznych (Smahliuk, 2017). Zespół zbudowany jest głównie z gatunków charakterystycznych dla jednostek fitosocjologicznych z klasy *Robinietaea*.

Wyróżnione zespoły nieleśne warszawskich nieużytków były opisywane w literaturze dotyczącej terenów ruderalnych. Zespół *Calamagrostietum epigeji* znany jest z zasiedlania różnych biotopów, najczęściej piaszczystych stanowisk, ale też zasobniejszych siedlisk na obszarach przemysłowych (Młynkowiak et al., 2014). Płaty tego zespołu notowano najczęściej na żyznych terenach podmiejskich oraz w starych dzielnicach miast (Ziarnek, 2009), jednak mogą również pojawiać się na suchych siedliskach ruderalnych. Na badanym terenie zespół najczęściej występował na siedliskach przejściowych między łęgami topolowymi w dolinie i grądami na wysoczyźnie (ryc. 2). Wydaje się, że oddzielenie dużego obszaru tarasu zalewowego rzeki w wyniku budowy wałów przeciwpowodziowych i wynikająca z tego urbanizacja doliny rzecznej przyczyniają się do poprawy warunków występowania tego zespołu w miastach. Ekspansję zespołu indukuje jeszcze intensyfikacja zjawiska miejskiej wyspy ciepła i przyspieszony odpływ wód powierzchniowych wynikający z uszczelnienia zlewni. Następstwem tych zjawisk jest występowanie okresowych susz, które sprzyjają rozwojowi tego zespołu. Zespół *Rudbeckio-Solidaginetum*, podobnie jak poprzedni, zasiedla wiele różnych typów podłoża i o różnym stopniu uwodnienia (Tüxen, 1950; Hejny et al., 1979; Świąś, 1995). W literaturze pojawiają się różne ujęcia zespołu, od wąskiego w trzech jednostkach – *Rudbeckietum laciniatae*, *Solidaginetum canadensis* i *Solidaginetum giganteae* (Świąś, 1995), po szerokie ujęcie zbiorowe – *Rudbeckio-Solidaginetum* (Matuszkiewicz, 2014). Zbiorowiska zdominowane przez *Elymus repens* powszechnie stwierdzone są na terenach zdegradowanych, zajmowanych w przeszłości przez żyzne siedliska ze związku *Carpinion betuli* (Kutyna et al., 2010). W badanych nie-

użytkach również to zaobserwowano. Biorąc powyższe pod uwagę można stwierdzić dużą trwałość tego zbiorowiska trawiastego w warunkach miejskich.

Struktura roślinności i wielkość usług ekosystemowych

Zagęszczenie zdrewniałych pędów roślin w nieużytkach znajdujących się w dolinie rzecznej jest zbliżone do zagęszczenia spotykanego w łęgach o podobnym wieku (Sikorska et al., 2019). Może to wynikać z powszechnie występujących na tych nieużytkach topól i wierzb, które dzięki bardzo dużym obwodom pni zawyżają ogólne zagęszczenie zdrewniałych pędów. Pomiedzy stwierdzonymi zespołami leśnymi odnotowano różnice w zagęszczeniu pędów na powierzchni, gdzie zespół *Chelidonio-Aceretum negundi* odznacza się największym zagęszczeniem. Jest to wynik strategii *Acer negundo* i rozwijających się dodatkowych pędów wegetacyjnych (Lamarque et al., 2012) oraz plastyczności budowy koron, co powoduje silne zwarcie najwyższego okapu drzew i ograniczenie dostępu dla roślin rosnących poniżej (Porté et al., 2011; Bottollier-Curtet et al., 2012). Dojrzałe postacie zbiorowisk *Geo-Aceretum platanoidis* i *Populetum albae* są wyższe od zadrzewień gatunków inwazyjnych, jednak nie przekłada się to na wyższe wartości LAI. Nie odnotowano statystycznie istotnych różnic w wielkości ulistnienia (tab. 4). Gatunki inwazyjne nie odznaczają się wzmożonym rozwojem liści (Dyderski i Jagodziński, 2019b). Również nie odnotowano statystycznie istotnych różnic w zwarciu koron drzew, jednak najwyższe wartości uzyskał zespół *Chelidonio-Robinetum*. Jest to powiązane ze strategią *Robinia pseudoacacia* polegającą na wytworzeniu bardzo sprężystego i twardego drewna (Pollet et al., 2012) i stosunkowo efektywnego ulistnienia na wąskiej przestrzeni okapu (Dyderski i Jagodziński, 2019b). Pozwala to wytworzyć niewysoki, zwarty, najbardziej ulistniony okap drzew, przy minimalnym ulistnieniu podrostu i runa (tab. 4). Starzenie się drzewostanu robinii i spadek jego ulistnienia nie powodują wyraźnego odtwarzania się roślinności naturalnych lasów (Benespero et al., 2012), gdyż *Robinia pseudoacacia* zmienia trwale warunki fizykochemiczne podłoża (Nascimbene et al., 2015). W przypadku zbiorowisk nieleśnych warto zwrócić uwagę na zespół *Rudbeckio-Solidaginetum*, który ma najbardziej rozwinięty górny okap liści. Powiązane jest to z powszechnie występującą w tym zespole nawłocią, która charakteryzuje się wysoką częścią nadziemną w porównaniu do innych roślin zielnych.

Wielkość badanych usług ekosystemowych w nieużytkach leśnych i nieleśnych jest zbliżona. W warunkach silnego zanieczyszczenia najwięcej pyłów pochłania zespół *Chelidonio-Robinetum*. W warunkach niskiego zanieczyszczenia różnice pomiędzy zespołami maleją, jednak zbiorowiska zdominowane przez gatunki inwazyjne pochłaniają więcej pyłów, od zdominowanych przez gatunki rodzime (Przybysz et al., 2020). Skłania to do weryfikacji ogólnie przyjętej, negatywnej opinii o gatunkach inwazyjnych. Szczególnie w przypadku kiedy znajdują się na obszarach silnie zurbanizowanych, gdzie stężenie zanieczyszczeń w powietrzu jest istotnym problemem. Potencjał do pochłaniania pyłów jest zależny od struktury warstwowej roślinności, gdzie wysokie stare zadrzewienia mają najwyższy potencjał do ich pochłaniania (Derkzen et al., 2015; Mexia et al., 2018). W przypadku nieużytków warto rozważyć tworzenie ostoi usług ekosystemowych (Sikorska et al., 2021), które pozwolą je uchronić przed przekształceniem w tereny zabudowane.

Wnioski

Zbiorowiska roślinne porastające nieużytki miejskie są słabo rozpoznane. Nieużytki są miejscem ekspansji wielu gatunków obcych, ale także rzadkich gatunków rodzimych, czego przykładem jest *Carex melanostachya*. Wskazane korzyści z występowania roślinności nieużytków w pochłanianiu pyłów, wychładzania powierzchni ziemi i ograniczania jej wysuszenia, skłaniają do przewartościowania znaczenia tych zbiorowisk w mieście. Zachowanie roślinności nieużytków i jej długofalowe przekształcanie bez utraty aktualnych usług wymaga dogłębnego poznania. Wyniki naszej pracy pozwalają na zmianę praktyk planistycznych i wskazują kierunki dalszego postępowania.

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

Piśmiennictwo

- Adamczak, A. (2007). *Acer negundo* L. i *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. jako kenofity inicjujące rozwój formacji drzewiastej na odłogach. *Przegląd Przyrodniczy*, 18, 243-253.
- Anderson, E.C., & Minor, E.S. (2019). Assessing social and biophysical drivers of spontaneous plant diversity and structure in urban vacant lots. *Science of the Total Environment*, 653, 1272-1281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.006>
- Batanjski, V., Kabaš, E., Kuzmanović, N., Vukojičić, S., Lakušić, D., & Jovanović, S. (2015). New invasive forest communities in the riparian fragile habitats-the case study from Ramsar site Carska bara (Vojvodina, Serbia). *Šumarski List*, 139, 155-168.
- Bencatová, B., & Bencat, T. (2005). The black Locust Communities in the Northern Part of "Pohronska pahorkatina" Hills. *Thaiszia*, 15, 191-195.
- Benesperi, R., Giuliani, C., Zanetti, S., Gennai, M., Lippi, M. M., Guidi, T.,... & Foggi, B. (2012). Forest plant diversity is threatened by *Robinia pseudoacacia* (black-locust) invasion. *Biodiversity and Conservation*, 21, 3555-3568. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0380-5>
- Bonthoux, S., Brun, M., Di Pietro, F., Greulich, S., & Bouché-Pillon, S. (2014). How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. *Landscape and urban planning*, 132, 79-88. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.010>
- Bottollier-Curtet, M., Charcosset, J.Y., Poly, F., Planty-Tabacchi, A.M., & Tabacchi, E. (2012). Light interception principally drives the understory response to boxelder invasion in riparian forests. *Biological Invasions*, 14, 1445-1458. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0170-0>
- Braun-Blanquet, J. (1964). *Pflanzensoziologie*. Wien, New York: Springer.
- Chytrý, M., Douša, J., Roleček, J., Sádlo, J., Boublík, K., Hédli, R.,... & Kočí, M. (2013). *Vegetace České republiky 4. Lesní a křovinná vegetace*. Praha: Academia.
- Ćwikliński, E. (1970). Notatki florystyczne z województwa szczecińskiego. *Bad. Fizjogr. Pol. Zach., Ser. B, Biol*, 23, 261-263.
- Del Tredici, P. (2010). Spontaneous urban vegetation: reflections of change in a globalized world. *Nature and Culture*, 5(3), 299-315. <https://doi.org/10.3167/nc.2010.050305>
- Derkzen, M.L., van Teeffelen, A.J., & Verburg, P.H. (2015). Quantifying urban ecosystem services based on high-resolution data of urban green space: an assessment for Rotterdam, the Netherlands. *Journal of Applied Ecology*, 52(4), 1020-1032. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12469>

- Doomi, M.B., Aldayafлах, O., & Hazaymeh, K. (2016). The effects of land cover changes on land surface temperature in Amman; an urban climate change study. *Dirasat: Human and Social Sciences*, 43(2).
- Dyderski, M.K., & Jagodziński, A.M. (2014). Synantropizacja zbiorowisk łągowych ze związku *Salicion albae* w południowej części Poznania. *Acta Botanica Silesiaca*, 10, 41-69.
- Dyderski, M.K., & Jagodziński, A.M. (2019a). Context-dependence of urban forest vegetation invasion level and alien species' ecological success. *Forests*, 10(1), 26. <https://doi.org/10.3390/f10010026>
- Dyderski, M.K., & Jagodziński, A.M. (2019b). Similar impacts of alien and native tree species on understorey light availability in a temperate forest. *Forests*, 10(11), 951. <https://doi.org/10.3390/f10110951>
- Dzierżanowski, K., Popek, R., Gawrońska, H., Sæbø, A., & Gawroński, S. W. (2011). Deposition of particulate matter of different size fractions on leaf surfaces and in waxes of urban forest species. *International journal of phytoremediation*, 13(10), 1037-1046. <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.552929>
- Dzwonko, Z., & Loster, S. (2001). Wskaźnikowe gatunki roślin starych lasów i ich znaczenie dla ochrony przyrody i kartografii roślinności. *Prace Geograficzne*, 178, 119-132.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., & Paulißen, D. (1991). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, 18, Göttingen.
- Endler, Z., Duriasz, J., & Juskiewicz, B. (1999). Fitocenozy *Chelidonio-Robinetum* Jurko 1963 w parkach Olsztyna. *Biuletyn Naukowy. Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie*, 5, 99-108.
- Farahani, L.M., & Maller, C. (2019). Investigating the benefits of 'leftover' places: Residents' use and perceptions of an informal greenspace in Melbourne. *Urban Forestry & Urban Greening*, 41, 292-302. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.04.017>
- Fijałkowski, D. (1963). *Zbiorowiska roślin synantropijnych miasta Chełma*. Lublin: UMCS.
- Fischer, L.K., Honold, J., Cvejčić, R., Delshammar, T., Hilbert, S., Laforteza, R., Nastran, M., Busse Nielsen, A., Pintar, M., van der Jagt, A.P.N. & Kowarik, I. (2018). Beyond green: Broad support for biodiversity in multicultural European cities. *Global Environmental Change*, 49, 35-45. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.02.001>
- Fukarek, F. (1967). *Fitosocjologia*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne.
- Gilicka, I. (1988). *Chelidonio-Robinetum* Jurko 1963 w parkach Poznania. *Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią Ser. B*, 39, 87-104.
- GUS. (2020). Bank Danych Lokalnych. Pobrano z: <https://bd.stat.gov.pl/BDL/start> (15.02.2021)
- Hadač, E., & Sofron, J. (1980). Notes on syntaxonomy of cultural forest communities. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 15(3), 245-258.
- Hejný, S., Kopecký, K., Jehlík, V., Krippelová, T. (1979). *Prehled ruderalních rostlinných společenstev Československa*. Praha: Rozpravy Československé Akademie VED Rocnik 89, Sesit2.
- Hobbs, R.J., Higgs, E., & Harris, J.A. (2009). Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in ecology & evolution*, 24(11), 599-605. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.05.012>
- Hofmann, M., Westermann, J. R., Kowarik, I., & van der Meer, E. (2012). Perceptions of parks and urban derelict land by landscape planners and residents. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11(3), 303-312. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.04.001>
- Hwang, Y.H., Yue, Z.E.J., Ling, S.K., & Tan, H.H.V. (2019). It's ok to be wilder: Preference for natural growth in urban green spaces in a tropical city. *Urban Forestry & Urban Greening*, 38, 165-176. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.12.005>
- Ishbirdina, L.M. & Ishbirdin, A.R. (1991). Synantropic tree communities in Ufa. *Botanicheskii Zhurnal*, 76, 548-555.
- Jurko, A. (1963). Zmena pôvodných lesných fytoocenóz introdukciou agáta. *Čs. Ochr. Prir.*, 1, 56-75.

- Kącki, Z., Czarniecka, M., & Swacha, G. (2013). Statistical determination of diagnostic, constant and dominant species of the higher vegetation units of Poland. *Monographiae Botanicae*, 103, 1-267. <https://doi.org/10.5586/mb.2013.001>
- Kim, K.H., Kabir, E., & Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment international*, 74, 136-143. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>
- Kleinbauer, I., Dullinger, S., Peterseil, J., & Essl, F. (2010). Climate change might drive the invasive tree *Robinia pseudacacia* into nature reserves and endangered habitats. *Biological conservation*, 143(2), 382-390. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.10.024>
- Kobendza, R. (1949). Roślinność ruderalna na gruzach miast polskich. *Sprawozdania Towarzystwa Naukowego Warszawy*, 42, 49-60.
- Kostuch, R. (1960). Roślinność ruin, zgliszcz i gruzowisk miasta Wrocławia. *Roczniki Nauk Rolniczych*, A, 83, 403-442.
- Kotzeva, M.M., & Brandmüller, T. (red.). (2016). *Urban Europe: statistics on cities, towns and suburbs*. Luxembourg: Publications office of the European Union.
- Kremer, P., Hamstead, Z.A., & McPhearson, T. (2013). A social-ecological assessment of vacant lots in New York City. *Landscape and Urban Planning*, 120, 218-233. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.05.003>
- Kühn, I., Durka, W., & Klotz, S. (2004). BioFlor: a new plant-trait database as a tool for plant invasion ecology. *Diversity and Distributions*, 10(5/6), 363-365.
- Kutyna, I., Czerwinski, Z., & Mlynkowiak, E. (2010). Zbiorowiska roślinne na obszarze zrehabilitowanego wyrobiska Szczecin-Żydowce. *Folia Pomeranae Universitatis Technologiae Stetinensis. Agricultura, Alimentaria, Piscaria et Zootechnica*, 16, 31-62.
- Lamarque, L.J., Delzon, S., Sloan, M.H., & Lortie, C.J. (2012). Biogeographical contrasts to assess local and regional patterns of invasion: a case study with two reciprocally introduced exotic maple trees. *Ecography*, 35(9), 803-810.
- Lososová, Z., Horsák, M., Chytrý, M., Čejka, T., Danihelka, J., Fajmon, K., Hájek, O., Juříčková, L., Kintrová, K., Láníková, D., Otýpková, Z., Řehořek, V. & Tichý, L. (2011). Diversity of Central European urban biota: effects of human-made habitat types on plants and land snails. *Journal of Biogeography*, 38(6), 1152-1163. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02475.x>
- Macedo, M.O., Resende, A.S., Garcia, P.C., Boddey, R.M., Jantalia, C.P., Urquiaga, S., Campello, E.F.C., & Franco, A.A. (2008). Changes in soil C and N stocks and nutrient dynamics 13 years after recovery of degraded land using leguminous nitrogen-fixing trees. *Forest Ecology and Management*, 255(5-6), 1516-1524. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.11.007>
- Magurran, A.E. (2013). *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Publishing.
- Marozas, V., Cekstere, G., Laivins, M., & Straigyte, L. (2015). Comparison of neophyte communities of *Robinia pseudoacacia* L. and *Acer negundo* L. in the eastern Baltic Sea region cities of Riga and Kaunas. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14, 826-834. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.08.003>
- Matuszkiewicz, W., (2014). *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. Warszawa: PWN
- Mexia, T., Vieira, J., Príncipe, A., Anjos, A., Silva, P., Lopes, N., Freitas, C., Santos-Reis, M., Correia, O., Branquinho, C., & Pinho, P. (2018). Ecosystem services: Urban parks under a magnifying glass. *Environmental research*, 160, 469-478. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.10.023>
- Mirek, Z., Piękoś-Mirkowa, H., Zając, A., & Zając, M. (2002). *Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist*. Kraków: W. Szafer Institute of Botany, PAN.
- Mlynkowiak, E., Malinowska, K., & Kutyna, I. (2014). Występowanie *Calamagrostis epigejos* L.(Roth) w zbiorowiskach roślinnych różnych biotopów. *Folia Pomeranae Universitatis Technologiae Stetinensis. Agricultura, Alimentaria, Piscaria et Zootechnica*, 29, 85-100.

- Morse, N.B., Pellissier, P.A., Cianciola, E.N., Brereton, R.L., Sullivan, M.M., Shonka, N.K., Wheeler, T.B., & McDowell, W. H. (2014). Novel ecosystems in the Anthropocene: a revision of the novel ecosystem concept for pragmatic applications. *Ecology and Society*, 19(2), 12. <https://doi.org/10.5751/es-06192-190212>
- Mucina, L., Bültmann, H., Dierßen, K., Theurillat, J. P., Raus, T., Čarni, A.,... & Tichý, L. (2016). Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Applied Vegetation Science*, 19, 3-264. <https://doi.org/10.1111/avsc.12257>
- Murcia, C., Aronson, J., Kattan, G.H., Moreno-Mateos, D., Dixon, K., & Simberloff, D. (2014). A critique of the 'novel ecosystem' concept. *Trends in ecology & evolution*, 29(10), 548-553. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.07.006>
- Nascimbene, J., Lazzaro, L., & Benesperi, R. (2015). Patterns of β -diversity and similarity reveal biotic homogenization of epiphytic lichen communities associated with the spread of black locust forests. *Fungal Ecology*, 14, 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2014.10.006>
- Olaczek, R. (1974). Kierunki degeneracji fitocenoz leśnych i metody ich badania. *Phytocoenosis*, 3, 179-190.
- Passarge, H. (1990). Ortsnahe Ahorn-Gehölze und Ahorn-Parkwaldgesellschaften. *Tuexenia*, 10, 369-384.
- Poeplau, C., Marstorp, H., Thored, K., & Kätterer, T. (2016). Effect of grassland cutting frequency on soil carbon storage—a case study on public lawns in three Swedish cities. *Soil*, 2(2), 175-184. <https://doi.org/10.5194/soil-2-175-2016>
- Pollet, C., Verheyen, C., Hebert, J., & Jourez, B. (2012). Physical and mechanical properties of black locust (*Robinia pseudoacacia*) wood grown in Belgium. *Canadian Journal of Forest Research*, 42, 831-840. <https://doi.org/10.1139/x2012-037>
- Porté, A.J., Lamarque, L.J., Lortie, C.J., Michalet, R., & Delzon, S. (2011). Invasive *Acer negundo* outperforms native species in non-limiting resource environments due to its higher phenotypic plasticity. *BMC Ecology*, 11, 1-13. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-11-28>
- Przybysz, A., Wińska-Krysiak, M., Małecka-Przybysz, M., Stankiewicz-Kosyl, M., Skwara, M., Kłos, A., Kowalczyk, S., Jarocka, K., & Sikorski, P. (2020). Urban wastelands: On the frontline between air pollution sources and residential areas. *Science of The Total Environment*, 721, 137695. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137695>
- Pyšek, P., Chocholousková, Z., Pyšek, A., Jarošík, V., Chytrý, M., & Tichý, L. (2004). Trends in species diversity and composition of urban vegetation over three decades. *Journal of Vegetation Science*, 15, 781-788. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02321.x>
- Reid, W.V., Mooney, H.A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S.R., Chopra, K.,... & Zurek, M.B. (2005). *Ecosystems and human well-being-Synthesis: A report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Washington: Island Press.
- Sapek, A., & Sapek, B. (1999). Wykorzystanie fosforu z osadów ściekowych w rolnictwie. *Folia Universitatis Agriculturae Stetinensis. Agricultura*, 77, 331-335.
- Sikorska, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Chormański, J., & Hopkins, R.J. (2019). You can't see the woods for the trees: Invasive *acer negundo* L. in urban riparian forests harms biodiversity and limits recreation activity. *Sustainability*, 11(20), 5838. <https://doi.org/10.3390/su11205838>
- Sikorska, D., Łaskiewicz, E., Krauze, K., & Sikorski, P. (2020). The role of informal green spaces in reducing inequalities in urban green space availability to children and seniors. *Environmental science & policy*, 108, 144-154. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.03.007>
- Sikorska, D., Ciężkowski, W., Babińczyk, P., Chormański, J., & Sikorski, P. (2021). Intended wilderness as a Nature-based Solution: Status, identification and management of urban spontaneous veg-

- etation in cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 62, 127155.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127155>
- Sikorski, P. (2018). *Roślinność rzeczywista*. W: Atlas ekofizjograficzny Warszawy (s. 36-37). Pobrano z: <https://architektura.um.warszawa.pl/-/atlas-ekofizjograficzny-warszawy> (16.02.2021)
- Sikorski, P., Sudnik-Wójcikowska, B., Rutkowski, L., Cwener, A., Wierzba, M., Krechowski, J., Sikorska, D. (2019). *Atlas turzyc*. Warszawa: Multico.
- Smahliuk, O.Y. (2017). Classification of deciduous group of Robinietaea Jurko ex Hadac et Sofron 1980 class of Low Sula Basin. *Cherkasy University Bulletin: Biological Sciences Series*, 2, 89-98.
- Sukopp, H. (1972). Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. *Berichte Landwirtschaft*, 50, 112-139.
- Sukopp, H. (red.) 1990. *Stadtökologie*. Berlin: Das Beispiel Berlin.
- Świerkosz, K. (1993). Nowe zespoły roślinności synantropijnej we Wrocławiu. *Acta Universitatis Wratislaviensis. Prace Botaniczne*, 53, 59-94.
- Świąś, F. (1995). A Survey of Ruderal Vegetation in Poland: Phytocenoses with *Rudbeckia laciniata* L., *Solidago canadensis* L. and *S. gigantea* Aiton. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska. Sectio C, Biologia* 50, 173-197.
- Talal, M.L., & Santelmann, M.V. (2020). Vegetation management for urban park visitors: a mixed methods approach in Portland, Oregon. *Ecological Applications*, 30(4), e02079.
<https://doi.org/10.1002/eap.2079>
- Tüxen, R. (1950). Grundriss einer Systematik der nitrophilen Unkrautgesellschaften in der Euro-sibirischen Region Europas. *Mitt. flor.-soz. Arb. gem.*, 2, 94-175.
- Veselkin, D.V., & Dubrovin, D.I. (2019). Diversity of the grass layer of urbanized communities dominated by invasive *Acer negundo*. *Russian Journal of Ecology*, 50(5), 413-421.
<https://doi.org/10.1134/S1067413619050114> 10.1127/0340-269X/2010/0040-0425
- Vítková, M., & Kolbek, J. (2010). Vegetation classification and synecology of Bohemian *Robinia pseudoacacia* stands in a Central European context. *Phytocoenologia*, 40, 205-241.
- Vítková, M., Tonika, J., & Müllerová, J. (2015). Black locust – Successful invader of a wide range of soil conditions. *Science of the Total Environment*, 505, 315-328.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.104>
- Vítková, M., Müllerová, J., Sádlo, J., Pergl, J., & Pyšek, P. (2017). Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 384, 287-302. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.057>
- Wanic, T., Brożek, S., Lasota, J., & Zwydak, M. (2011). Różnorodność gleb olsów i łęgów. *Roczniki Gleboznawcze*, 62(4), 109-123.
- Wolak, J. (1969). Industrioklimaks, nowe pojęcie w teorii sukcesji. *Ekologia Polska, seria B*, 15(1), 41-44.
- Yeremenko, N. (2019). Ruderal vegetation in Kryvyi Rih (Ukraine) the class of Robinietaea. *Hacquetia*, 18, 75-86.
- Zanowa, M. (1964). *Roślinność synantropijna Warszawy ze szczególnym uwzględnieniem gruzowisk*, Praca doktorska, Warszawa: Uniwersytet Warszawski.
- Ziarnek, M. (2009). Zróżnicowanie zbiorowisk z klasy *Agropyreteea intermedio-repentis* w przestrzeni miejskiej Szczecina. *Acta Scientiarum Polonorum. Formatio Circumiectus*, 8, 47-60.

Summary

There is wide recognition that urban green space provides city residents with considerable benefits, *inter alia* of an environmental, economic and health-related profile. However, the different types of urban greenery include a rather large proportion taking the form of vegetation on abandoned sites that remain uncultivated, to the extent that a plant cover develops without much active human involvement. Almost by definition, there is only a poor level of recognition of the ecological potential such sites (here referred to as “informal green spaces” – IGS) enjoy, or of their capacity to render a variety of different ecosystem services. Against that background, the work presented here entailed in-depth study of the flora and plant communities present in Warsaw’s informal green spaces, the aim being to better ascertain their role in preserving biodiversity and delivering ecosystem services. Specifically, we identified the plant species composition present at 75 different locations within the urban green space of Poland’s capital city. To qualify for consideration, these sites had to be identified as entirely bereft of vegetation maintenance, or else only minimally subject to it, to the extent that it is largely processes of natural succession that are ongoing. The sites in fact range from wastelands with stabilised vegetation, via urban scrub and forest, through to non-forest habitats, sporadically cultivated and established over 20 years. We determined the density of vegetation present, and examined its structure in relation to various known classes of green space. We further determined the role of various vegetation types in rendering ecosystem services, be that surface cooling, substrate moisture maintenance or a capacity to remove particulate matter from the air. The informal green spaces we investigated are in fact found to comprise mainly stable forest communities dominated by invasive species of tree (phytosociological Classes *Robinietea* and *Salicetea purpureae*), as well as non-forest communities (of Classes *Molinio-Arrhenatheretea*, *Epilobietea* and *Artemisietea*) again largely dominated by invasive plant species. The level of biodiversity here is average, it mostly being common forest and non-forest species that are preserved. However, in exceptional cases, the habitats constituted here do support species rare on a regional scale. It emerges that the forest vegetation is of weakly-diversified structure, as a reflection of the specific strategy invasive species pursue as they form monospecific communities. As noted already, the vegetation of the informal green spaces is seen to be largely dominated by such invasive species. Nevertheless, despite their evidently limited role in preserving biodiversity, these sites represent such a high density and volume of vegetation that their provisioning of ecosystem services is on a high level, especially where forest plant communities are involved. Sites that have come to be dominated by invasive plant species are shown to render ecosystem services comparable with (or sometimes even surpassing) those provided by native species, and this is especially the case when it comes to the removal of particulate matter from air and the exerting of a cooling effect.



Таблица 1. Эдгэвэр хэргийн гүйцэтгэлийн үр дүнд үзүүлсэн үр дүндүүд

Төрөл, ангилал	Орчин үеийн гүйцэтгэл										Сүүлийн үеийн гүйцэтгэл										Сүүлийн үеийн гүйцэтгэл										Сүүлийн үеийн гүйцэтгэл																			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50
Төрийн захиргааны гүйцэтгэл	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Хүндэтгэл	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Төрийн захиргааны гүйцэтгэл	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Хүндэтгэл	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Төрийн захиргааны гүйцэтгэл	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Хүндэтгэл	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

8.4. Artykuł IV

Archiciński, P., Przybysz, A., Sikorska, D., Wińska-Krysiak, M., Da Silva, A. R. i Sikorski, P. (2024). Conservation Management Practices for Biodiversity Preservation in Urban Informal Green Spaces: Lessons from Central European City. *Land*, 13(6), 764. [DOI:10.3390/land13060764](https://doi.org/10.3390/land13060764),

Article

Conservation Management Practices for Biodiversity Preservation in Urban Informal Green Spaces: Lessons from Central European City

Piotr Archiciński ¹, Arkadiusz Przybysz ^{2,*}, Daria Sikorska ¹, Marzena Wińska-Krysiak ², Anderson Rodrigo Da Silva ³ and Piotr Sikorski ¹

- ¹ Department of Remote Sensing and Environmental Assessment, Institute of Environmental Engineering, Warsaw University of Life Sciences—SGGW, Nowoursynowska 166 Str., 02-787 Warsaw, Poland; piotr_archicinski1@sggw.edu.pl (P.A.); daria_sikorska@sggw.edu.pl (D.S.); piotr_sikorski@sggw.edu.pl (P.S.)
 - ² Section of Basic Research in Horticulture, Department of Plant Protection, Institute of Horticultural Sciences, Warsaw University of Life Sciences—SGGW, Nowoursynowska 159 Str., 02-776 Warsaw, Poland; marzena_winska-krysiak@sggw.edu.pl
 - ³ Federal Institute of Education, Science and Technology of Goiano, Instituto Federal Goiano (IF Goiano), Geraldo S. Nascimento Road, Km 2.5, Uratai 75790-000, Goiás, Brazil; anderson.silva@ifgoiano.edu.br
- * Correspondence: arkadiusz_przybysz@sggw.edu.pl

Abstract: Urban informal green spaces (IGS) represent valuable reservoirs of biodiversity within urban areas and are increasingly recognized as integral components of green infrastructure. They are perceived as temporary ecosystems, and the management of their vegetation is relatively understudied. The development time of spontaneous vegetation on transformed lands is considered to be in the range of decades, which makes it even more necessary to provide managers with better guidelines for such a long period. Two suggested management approaches for these areas involve: (1) retaining vegetation at various stages of succession (non-forest IGS) and (2) protecting advanced developmental stages (forest IGS), with options for balanced intervention or complete non-intervention. However, the differences in biodiversity between these two types in cities across Central Europe remain unknown, as well as whether the predictors of biodiversity at both local and landscape scales are consistent for non-forest and forest IGS. We examined factors such as habitat continuity, landscape structure, soil quality, and human impact to shed light on pathways for enhancing urban floristic diversity. Conducting extensive botanical surveys in existing informal green spaces (IGS) in Warsaw, we derived various parameters, including the total number of species, Shannon-Wiener biodiversity index, hemeroby, urbanity, share of species from distinct ecological groups, and the number of rare and ancient forest plant species. Tracing habitat continuity from the early 20th century using digitized aerial imagery provided a unique long-term perspective on IGS development. We revealed that no management is pivotal for the conservation of select rare and ancient forest species. On the other hand, partial abandonment with occasional maintenance may enrich species diversity across different successional phases. We uncovered the significant influence of landscape structure and human activity on vegetation species composition within IGS. Notably, IGS proximate to extensive forest landscapes displayed a marked abundance of forest species, alongside a greater prevalence of rare species. However, the presence of other vegetation types in the vicinity did not yield similar effects. Our findings indicate that IGS, when left untouched for decades near forested areas, are valuable for urban biodiversity. As cities across the globe seek sustainable paths, this research underscores the importance of properly understanding and integrating IGS into urban ecological planning.

Keywords: urban biodiversity; urban spontaneous vegetation; habitat continuity



Citation: Archiciński, P.; Przybysz, A.; Sikorska, D.; Wińska-Krysiak, M.; Da Silva, A.R.; Sikorski, P. Conservation Management Practices for Biodiversity Preservation in Urban Informal Green Spaces: Lessons from Central European City. *Land* **2024**, *13*, 764. <https://doi.org/10.3390/land13060764>

Academic Editor: Kenneth R. Young

Received: 23 April 2024

Revised: 19 May 2024

Accepted: 28 May 2024

Published: 29 May 2024



Copyright: © 2024 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Urban landscapes, while recognized as hubs for economic and cultural activities, are witnessing a significant decrease in plant diversity. This decline is primarily attributed to the

fragmentation and loss of natural habitats, a challenge intensified by the rapid expansion of urban areas into green spaces [1–4]. Efforts to conserve urban plant diversity have traditionally been directed at safeguarding existing natural vegetation, which represents only a minor portion of urban green spaces [5–7]. In concentrating efforts on the limited expanse of protected areas and traditionally cultivated urban green spaces, the role of so-called informal green spaces (IGS) in contributing to urban plant diversity has recently gained more attention [8].

Originating from Rupprecht’s conceptualization [9], the term IGS encompasses a wide range of neglected urban spaces, including vacant lots, brownfields, wasteland, and similarly underutilized areas which are not typically accounted for within formal urban planning frameworks [8,10–14]. However, an alternative perspective considers the presence of spontaneous vegetation and minimal maintenance as key identifiers of IGS, focusing on these ecological characteristics rather than the spaces’ previous usage [8,14].

In urban planning discourse, IGS are predominantly viewed as transient entities [9,11]. This perspective is supported by research identifying these spaces as “waiting lands”: areas earmarked for future development, yet playing a critical role in a city’s ecological and social fabric [9,11]. While currently serving as temporary recreational spaces, there is a potential for these areas to transition into permanent green spaces [15]. Moreover, attempts have been made to enhance resident perceptions of these spaces; strategies such as the subtle redesign and introduction of ornamental plants into thickets and groves are proposed to improve both the aesthetic and ecological value of these areas [16,17]. This approach not only aims to elevate the visual appeal of IGS, but also to underscore their ecological significance within urban settings.

While IGS may initially appear as areas with minimal value, they have been substantiated as providers of an array of ecosystem services that benefit urban populations [8,18]. Their value extends to acting as key refuges for a wide array of plant species, including both common and rare flora, underscoring their importance in sustaining urban floristic diversity [8,19–21].

However, the management of vegetation in IGS presents a complex challenge. The development of spontaneous vegetation on transformed lands spans decades, with early phases of vegetation succession developing within a few years [22], while spontaneous forest stands of 40 years and older have also been observed [23–25]. In highly degraded sites, these ecosystems are particularly susceptible to colonization by invasive species, potentially resulting in the establishment of monocultures [8,26]. Effective management strategies are essential in such areas to guide succession toward more desirable ecological trajectories.

Addressing this need, two primary management directions have been suggested: (1) retaining vegetation at various stages of succession for non-forest IGS [10,27,28], and (2) protecting advanced developmental stages for forest IGS [11,23–25]. These approaches suggest either balanced intervention or complete non-intervention, respectively. Furthermore, maintaining mixed forms within a mosaic spatial structure is recommended to foster greater diversity in succession stages [10], indicating a nuanced approach to the management of IGS that considers their dynamic and evolving nature.

Maintenance practices that retain succession, including abandonment, grubbing, harrowing, mulching, or selective mowing, directly alter the successional trajectory and structural composition of these urban green spaces, impacting their biodiversity [10,29,30]. Furthermore, these practices can be utilized to achieve the greatest diversity of plant species, which is found in middle-aged communities characterized by the interplay between perennial and woody plants [29]. As succession progresses, the habitat undergoes regeneration, leading to an increase in soil bulk density and organic matter content [31]. Under favorable conditions and management, IGS vegetation can even transform into persistent semi-natural or natural communities [32,33].

Effective management of IGS is essential for promoting biodiversity, contributing to ecosystem services, and improving the quality of life for urban residents [34,35]. The unique complexity and emergence of novel ecosystems within IGS pose distinct manage-

ment challenges, differing significantly from those in natural settings [36]. It is necessary to understand how factors such as pollution, invasive species, and environmental variability [10,11,21,26,37,38] shape the composition and diversity of IGS vegetation at both the local and landscape levels [39,40].

Local factors, notably the habitat's age and quality, primarily dictate the initial plant colonization and the progression through successional stages, from predominantly annual plants to communities rich in perennial and woody species. This transition reflects the ecosystem's maturation and increasing complexity [41,42]. Soil type and nutrient content play critical roles in shaping vegetation development, thereby affecting the biodiversity and structural composition of IGS vegetation [10,29,30,43]. Additionally, landscape-level factors, particularly the composition of the surrounding landscape mosaic, influence plant species diversity, modulating the floristic composition, including the presence of both common and rare flora, and especially affecting species with limited dispersal capabilities [42,44–46].

Evaluating the relationship between IGS biodiversity and management practices, including the role of habitat continuity and proximity within urban contexts, is vital for developing strategies that enhance both biodiversity and ecosystem services delivery. This approach aligns with the notion that both intentional neglect and occasional maintenance might offer sustainable pathways for IGS management, reflecting on findings that spontaneous greenery can yield benefits similar or superior to manicured spaces with minimal maintenance costs [8]. This inquiry into the optimal use and long-term stewardship of IGS considers the broader ecological restoration framework [47] and debates on the permanence of anthropogenic assemblages within IGS as either temporary stages or part of a prolonged ecosystem regeneration process [48].

The objective of this study is to analyze the floristic diversity of spontaneous vegetation of IGS in Warsaw, investigating two different types of IGS which resulted from varying management strategies: non-forest IGS (resulting from irregular tree removal) and forested IGS (totally abandoned). This involves examining IGS flora at various stages of succession of non-forest and forest IGS. An assessment was undertaken to determine which management method favors plant species richness, species composition, the occurrence of different plant ecological groups, and the presence of rare species within the urban setting. The study also explores how habitat parameters and landscape variables influence the IGS floristic diversity.

In this study, we focus on the following key research questions:

How do vegetation quality indicators vary between non-forest and forest IGS, two different management regimes in Warsaw?

How do habitat parameters and landscape variables influence vegetation quality indicators of non-forest and forest IGS?

2. Materials and Methods

2.1. Study Area

This study is set in Warsaw, the capital of Poland, positioned at geographical coordinates 52°13'56" N 21°00'30" E, a city with a population exceeding 1.8679 million and covering an area of 517.2 square kilometers. Warsaw is notable for its greenery, which accounts for approximately half of the city's total surface area, according to recent data [49,50]. However, formally designated green spaces managed by public authorities (parks, green squares, cemeteries, allotment gardens, or urban forests) account for only 20% of this coverage. The remainder, therefore, falls into the category of IGS, embodying a broad spectrum of vegetation beyond formal recognition and management [50,51], differing significantly in characteristics from their formal counterparts [52,53]. Approximately 10.97% of these IGS are not subject to regular maintenance, thereby fostering spontaneous vegetation and exhibiting various stages of ecological succession [51], and are the primary focus of our research.

2.2. Study Sites

In collaboration with the Warsaw Greenery Authority, the entity responsible for overseeing urban green spaces, our research focused on identifying IGS not integrated into the city's formal green infrastructure and lacking regular management. The Authority provided information on 40 such sites, characterized by spontaneous vegetation and minimal upkeep, excluded from regular mowing and maintenance.

Between 2017 and 2022, we conducted a comprehensive vegetation inventory and environmental assessments of the designated IGS. Our selection process involved on-site evaluations to confirm the absence of regular management, with a focus on spaces not maintained as urban lawns or other managed urban green areas. Preliminary investigations indicated significant diversity in vegetation succession stages. Sites exhibiting early succession phases, suggesting recent abandonment, were excluded from the study. Our preliminary field studies also showed that the initially examined 40 areas should be divided into individual vegetation patches. This division stemmed from the significant diversity of patches in terms of vegetation type, habitat type, and age of the patch. Thus, we divided the main areas into smaller patches belonging to two main categories, representing two types of management, based on vegetation maturity and development (Figure 1A,B).

In the first group of IGS, which we referred to as non-forest IGS ($n = 47$), we observed that the succession process was withheld by selective tree removal, which resulted in the dominance of herbaceous vegetation. Herbaceous vegetation was represented by the *Molinio-Arrhenatheretea*, *Artemisietea vulgaris*, *Agropyretea intermedio-repentis*, and *Epilobietea angustifolii* phytosociological classes [54]. Preventing succession, which leads to the preservation of open habitats, typically involves selectively removing trees and shrubs every 3–5 years or less frequently. It was rather local, and resulted from management due to proximity of roads, electricity lines, housing estates, or recreational needs, or safety concerns.

The second group of vegetation patches, which we referred to as forest IGS, were characterized by uninterrupted shrub and tree development ($n = 61$). Those sites lacked any management; therefore, the succession process were not withheld, and woody vegetation prevailed. The vegetation of those sites was represented by the *Salicetea purpureae* and *Quercus-Fagetetea* classes [54]. We separated the sites into two categories, as the non-forest and forest sites might host a completely different pool of species, and this allowed us to verify this. The disproportion of forest and non-forest sites reflects the dominance of forest IGS in Warsaw [51]. The sites were located on unfenced public lands. According to the existing classification of Warsaw land use, these areas were assigned to varying types of urban green spaces: vacant lots (non-forest: 26, forest: 32), aquatic buffers (non-forest: 9, forest: 17), and brownfields (non-forest: 12, forest: 12). The sites were scattered all around the city, covering the entire city center to suburb gradient. The site areas varied from 1 ha up to 700 ha (Figure 1C).

In each of the preselected vegetation patches, we established vegetation plots. We randomly selected one plot per each vegetation patch, which was representative but also distant from neighboring vegetation types in order to avoid edge effect. Depending on the vegetation types, we established sample sizes of 100 m² for forested plots and 16 m² for non-forested plots, according to general guidelines of vegetation inventory for varying ecosystem types [55]. We recorded all vascular plants and documented both the species present and their percentage cover, twice a year, in April and June. We recorded the percentage cover of canopy (a), shrub (b), and herbaceous floor (c) vegetation. To make sure we covered all species, especially those which might not have been visible in each year, we revisited all plots in 2019 and 2020. The data on species occurrence and vegetation composition were further used for calculation of vegetation quality indices.

During phytosociological surveys, we noticed that the surveyed plots were significantly populated by non-native species. Some of these species are listed on the national list of invasive species [56] and pose a significant threat to native flora and habitats [57]. Among them, the most abundant species were *Acer negundo*, *Quercus rubra*, *Robinia pseudoacacia*,

Solidago canadensis, and *Solidago gigantea*. We treated this group of five species as the entire set of invasive species in our analyses.

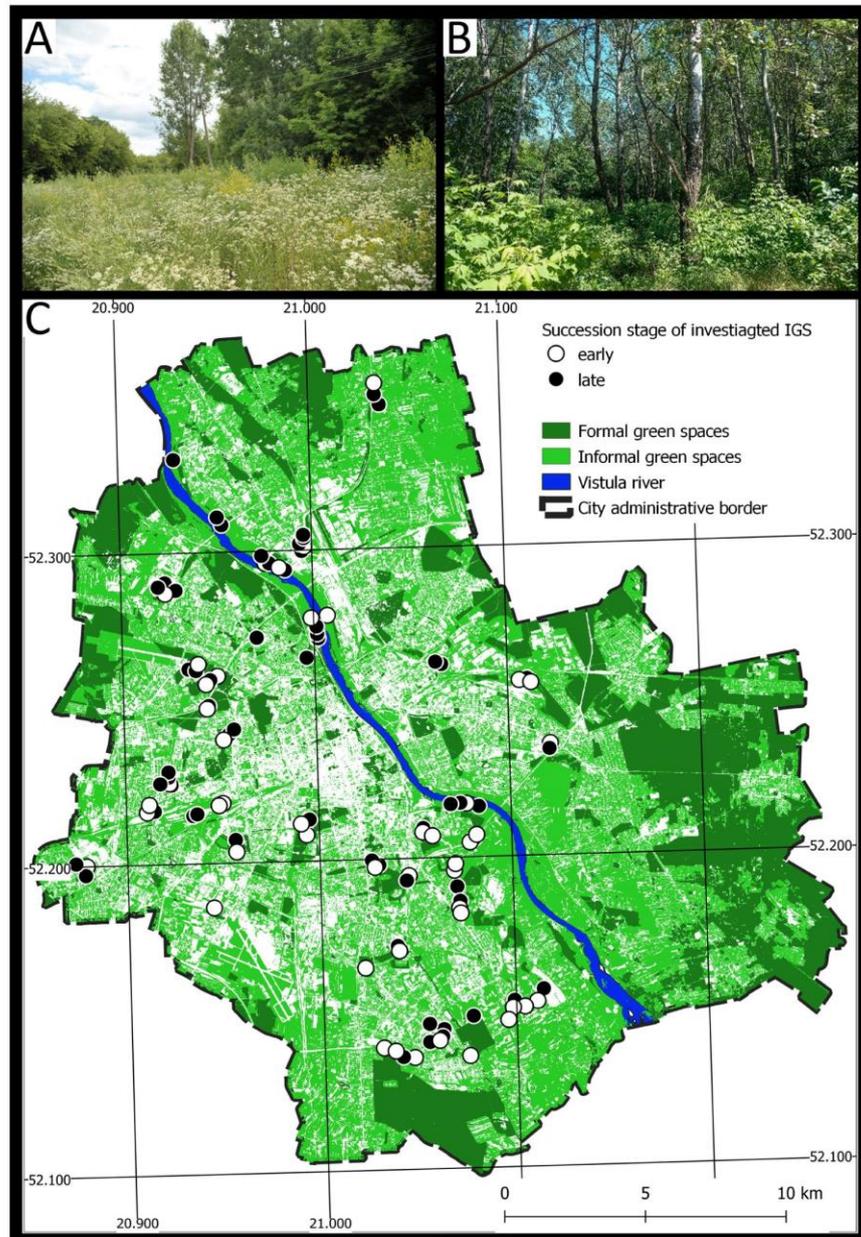


Figure 1. The investigated types of IGS: (A) non-forest IGS, permanent open habitats resulting from the management practices of selective tree and shrub removal; (B) forest IGS, habitats resulting from total abandoned management, allowing unhampered development of forest plant communities. (C) Map showing formal and informal green spaces across Warsaw, with study plots in non-forest (white dots) and forest (black dots) IGS categories.

2.3. Vegetation Quality of IGS

Based on data collected in the field, we were able to calculate vegetation quality indicators. We selected a set of vegetation-based indicators that are commonly used in ecological studies. These indicators were calculated for each vegetation plot. The indicators included the total number of species, the Shannon-Wiener index, hemeroby and urbanity indices, the share of species from specific ecological groups, and the presence of rare and ancient forest plant species (Table 1). We also considered indicators reflecting high disturbance and anthropogenic pressure, including the share of invasive plant species (i.e., non-native species that were introduced by humans, either deliberately or accidentally after year 1500) [58,59].

Table 1. Vegetation quality indicators in non-forest and forest IGS plots.

	Indicator	Description and Literature
Vertical vegetation structure	Canopy cover [%] Shrub cover [%] Herbaceous vegetation [%]	Percentage cover of different vegetation layers.
Biodiversity indicators	Total number of species [no.] Shannon-Wiener index	Total number of vascular plant species, nomenclature according to Mirek [58]. Shannon-Wiener index after Magguran [60], which takes into account total species number and their percentage cover calculated for herbaceous vegetation layer.
Vegetation composition	Forest species [%] Grassland species [%] Invasive plant species [%] Ancient forest plant species [no.] Rare plant species [no.]	Percentage cover of species typical for different ecological groups [54]. Forest plant communities (species from <i>Salicetea purpureae</i> and <i>Querc-Fageteta</i>); Grassland plant communities (species from <i>Molinio-Arrhenatheretea</i> , <i>Artemisietea vulgaris</i> , <i>Agropyretea intermedio-repentis</i> and <i>Epilobietea angustifolii</i> classes); Invasive plant species (percentage cover of <i>Acer negundo</i> , <i>Quercus rubra</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Solidago canadensis</i> and <i>Solidago gigantea</i>). Number of ancient forest species, characterized by low dispersal ability which may indicate a long continuous history for the habitat, and may be indicative of more original forest conditions. List of species as by Dzownko and Loster [61]. Number of rare species in the herbaceous layer for the area of Warsaw [62,63].
Invasive species	Invasive species in canopy [%] Invasive species in shrub layer [%] Invasive species in herbaceous layer [%]	Percentage cover of <i>Acer negundo</i> , <i>Quercus rubra</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Solidago canadensis</i> , and <i>Solidago gigantea</i> in different vegetation layers.
Indicators of naturalness	Hemeroby Urbanity	Index expressing the vegetation deviation from the potential natural state due to anthropopressure on a scale of 1–7 [64]. The average value of the index per plot calculated based on the BiolFlor database [65], on the basis of the species occurrence and coverage [66]. The average value of the index that evaluates the attachment of plant species with urban-environments [66]. The average value of index per plot calculated on the basis of the BiolFlor database [65], on the basis of the list of species and their coverage.

2.4. Factors Affecting IGS Vegetation

In order to investigate the relationships between biophysical and ecological parameters and the vegetation quality indicators in the non-forest and forest IGS, we investigated a set of parameters which, based on the literature review, could affect the vegetation structure and composition of the sites (Table 2). Soil contamination has the potential to inhibit vegetation development. Therefore, along with the vegetation study, we collected soil samples for analysis. We measured soil pH level through potentiometry, and examined samples for the presence of potentially harmful elements, such as Cd, Ni, Cr, Cu, Zn, and Pb, which served as an indirect index of anthropogenic pressure on the habitat. Soil samples were collected for each plot in three trials and were taken using an Egner rod from the 0–20 cm layer. Heavy metals content was assessed using an atomic absorption spectrophotometer on dried soil subjected to extraction in hydrogen peroxide, following the PN-ISO 11047: 2001 standard. We also took into account population density in the neighboring areas, which was extracted based on a 500 m [67] buffer zone.

We assessed habitat continuity back to the early 20th century using a series of digitized aerial photographs and historical maps. For each location we traced back whether there was a change in the land use, and noted the duration of the period since the most recent change up until 2021 [29,43,68,69]. We investigated a set of materials dated since the beginning of the 20th century. We used a series of digitized aerial photos (1935, 1939, 1945, 1957, 1959, 1963, 1967, 1968, 1972, 1974, 1976, 1977, 1978, 1981, 1982, 1986, 1987, 1990, 1992, 1993, 1994, 1996, 1997, 1999, 2001, 2005, 2008, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020; <http://mapa.um.warszawa.pl> (accessed on 15 June 2023) and https://mapy.geoportal.gov.pl/imap/Imgp_2.html (accessed on 15 June 2023)). For verification, we also used military maps of the Russian Empire at a scale of 1:10,000 (for the beginning of the 20th century) and available vegetation maps [70–72]. We digitized historical orthophotomaps and compared historical material with current orthophotos and maps (from 2021, scale 1:10,000) using QGIS 3.16. After initial analyses, we distinguished six types of land use classes occurring throughout the period we analyzed, which were arable lands, cultivated grasslands and pastures, built-up areas, gardens and orchards, waterbodies, and others. These six types of land use were included as parameters in the regression analyses. The habitat continuity indicator was the length of the period since the last recorded land use class.

During the field study, we identified the surface areas of each patch of vegetation. The mapping process was based on field measurements using a handheld GPS device and orthophotomap mapping. Subsequently, we measured the surface area of each mapped area, defining its size as the ‘patch size’. We assessed the vegetation in the neighborhood of studied plots, using LiDAR and spectral imagery at a 1×1 m resolution. Using the thresholding method, we divided the vegetation into three land use types: low vegetation, high vegetation, and areas without vegetation. We defined low vegetation as vegetation below 2 m, and high vegetation as vegetation above 2 m. We quantified the proportion of these land use types within a 100 m buffer from the center of each studied plot. We tested different buffer sizes and found that a 100 m radius best captured the variability while avoiding the dominance of one or two habitat types and maintaining practicality in an urban environment. This information was then utilized in regression analysis. All spatial analyses were performed in QGIS 3.16 software.

Table 2. Parameters related to anthropogenic pressure and habitat quality assessed for non-forest and forest IGS.

	Indicator	Description and Literature
Trampling	Number of inhabitants in 500 m buffer zone [67]	Number of people living within 500 m according to the Central Statistical Office [49], based on the PESEL database. A greater number of people residing in the vicinity of IGS (buffer zone) results in increased pressure due to a higher number of users. This pressure mainly manifests through trampling, which, in turn, affects the vegetation composition [73].
Soil quality	pH Cd, Ni, Cr, Cu, Zn, Pb	Determined by potentiometry. Indirect index of anthropopressure in habitat. Determined on the basis of the norm PN-ISO 11047: 2001
Habitat continuity		The period measured from the occurrence of permanent land use transformation resulting from human activities, such as the cessation of economic or agricultural activity or landscaping activities. Habitat continuity is considered a key factor in many biodiversity indicators. High biodiversity and many habitat specialist species are linked to long-term habitat continuity [74].
Neighborhood of study plot (100 m buffer)	low vegetation, high vegetation, without vegetation	Share of high and low vegetation in vicinity of study plot. Connectivity to other vegetation patches play important role in providing new species [75,76]. Forest habitats tend to be more reliable on connectivity to other forested patches, due to low seed dispersion of many species [77,78].
Patch size [m ²]		The surface area of each vegetation patch within which vegetation plots were located. The positive effects of habitat patch size on biodiversity manifest in the increased species richness, diversity, and overall ecological health within larger and more extensive habitat patches [79].
Former land use type	Arable lands Cultivated grasslands and pastures Built-up areas Waterbodies Gardens and orchards Other	Previous land use of IGS area. Previous land use has a key impact on soil structure and carbon, nitrogen, and phosphorus contents [80], which affects succession and vegetation composition [81].

2.5. Statistical Analysis

In order to investigate the differences in terms of vegetation composition, structure, and naturalness between the two distinguished IGS types (non-forest and forest), we calculated comparative statistics. We used ANOVA [82] for those indicators that followed a normal distribution, and Wilcoxon rank-sum test [83] with continuity correction for those parameters which did not follow normal distribution.

To identify the factors influencing vegetation quality parameters in IGS, we employed econometric modeling methods (Table 3). Distinct models were applied based on the characteristics of the dependent variables. Models for vegetation quality indicators considered five different metrics as dependent variables: number of species, ancient forest species, rare species, hemeroby, and urbanity. Meanwhile, models for vegetation composition took three different indicators as dependent variables: the share of forest species, the share of grassland species, and the share of invasive species. In all models, the list of explanatory variables included: habitat continuity, high vegetation in the vicinity, low vegetation in the vicinity, without vegetation in the vicinity, patch size, and variables related to former land use. We assessed the impact of these factors on biodiversity and vegetation structure separately for the sub-sample of observations for non-forest and forest IGS. For rare plant

species and ancient forest plant species, we used the quasi-Poisson regression [84]. The shares of forest, grassland, and invasive species, as the dependent variables, were estimated using the beta regression [85]. For other dependent variables, we used linear regression models, with the dependent variable transformed following the Box-Cox test [86]. In each of the models, we tested the residuals for the presence of spatial autocorrelation, heteroscedasticity, and normality of distribution. To test the residuals for the presence of spatial autocorrelation, we used Moran's I with the k-nearest neighbors method to create the spatial weight matrix [87]. To check the residuals for the presence of heteroscedasticity, we used the Breusch–Pagan test [88], while the normality of distribution was verified using the Shapiro–Wilk test [89]. The stepwise regression was performed to eliminate statistically insignificant explanatory variables [90]. For analyses, we used R Cran 4.2.3. with the MASS [91], olsrr [92], lmttest [93], plm [94], betareg [95], and gamlss [96] packages.

Table 3. Dependent and explanatory variables used in regression analyses.

Name	Description	Regression Model
Dependent variables		
<i>Vegetation quality indicators</i>		
Total number of species	Total number of vascular plant species	Linear model with Box-Cox transformation
Ancient forest plant species	Number of ancient forest plant species	quasi-Poisson model
Rare plant species	Number of rare species in herbaceous vegetation layer	quasi-Poisson model
Hemeroby	The average value of the index of response of vegetation to anthropopressure	Linear model with Box-Cox transformation
Urbanity	The average value of the index of tendency to occur in cities	Linear model with Box-Cox transformation
<i>Vegetation composition</i>		
Forest species [%]	share of species characteristic for forests	beta regression model
Grassland species [%]	share of species characteristic for grasslands	beta regression model
Invasive plant species [%]	share of invasive plant species	beta regression model
Explanatory variables		
Habitat continuity [years]	The period measured from the occurrence of permanent land use transformation resulting from human activities.	
Neighborhood of study plot (100 m buffer):		
Low vegetation	A set of binary variables which take the value of 1 for a dominant type, within the 100 m buffer from study plot, and 0 otherwise.	
High vegetation		
Without vegetation		
Patch size [m ²]	Surface area of each studied IGS	
Former land use type:		
Arable land	A set of binary variables which take the value of 1 for previous land use, determined on the basis of historical orthophotomaps, and 0 otherwise.	
Cultivated grasslands and pastures		
Built-up areas		
Waterbodies		
Gardens and orchards		
Other		

3. Results

3.1. Vegetation of Non-Forest and Forest IGS

Both investigated IGS types (non-forest IGS and forest IGS) were characterized by similar habitat continuity, and their current management type defines their structure and vegetation composition (Table 4). We noted significant differences between the two distinguished types in terms of their structure and composition. In forest IGS, the tree layer comprised 78.54%, the shrub layer comprised 33.49%, and the ground layer made up 66.14%. In non-forest IGS, the tree layer accounted for 7.05%, the shrub layer for 10.23%, and the herbaceous layer for 97.34%.

Table 4. Mean values of habitat continuity, vegetation quality indicators, trampling, and soil quality. Statistically significant differences between non-forest and forested IGS, based on ANOVA and Wilcoxon rank-sum tests, are highlighted in bold.

	Non-Forest IGS n = 47	Forest IGS n = 61	p-Value
Habitat continuity and vertical vegetation structure			
Habitat continuity (years)	39.30	43.80	0.789
Canopy cover (%)	7.05	78.54	0.000
Shrub cover (%)	10.23	33.49	0.001
Herbaceous vegetation (%)	97.34	66.14	0.001
Biodiversity indicators			
Total number of species (n)	15.60	12.70	0.032
Shannon-Wiener index	1.82	1.68	0.852
Vegetation composition			
Ancient forest plant species (n)	0.36	1.34	0.012
Rare plant species (n)	0.32	1.59	0.018
Invasive species			
Invasive species in canopy (%)	3.38	32.79	0.000
Invasive species in shrub layer (%)	6.87	10.18	0.123
Invasive species in herbaceous layer (%)	21.62	10.26	0.004
Indicators of naturalness			
Hemeroby	4.14	3.86	0.673
Urbanity	2.69	2.64	0.982
Trampling	2930	3009	0.957
Soil quality			
pH	7.19	7.10	0.981
Pb	50.49	46.54	0.549
Cd	0.31	0.34	0.892
Ni	12.99	12.13	0.711
Cr	14.45	14.23	0.894
Cu	50.05	45.55	0.759
Zn	135.78	122.45	0.914

Invasive plant species made up a high share of vegetation in both IGS types, but their percentage cover seldom exceeded 40%. The proportion of invasive species also varied noticeably across different vegetation layers. In forest IGS, invasive species constituted nearly one-third of the total tree layer, at 32.79%, whereas in non-forest IGS, they made up only 3.38%. In contrast, non-forest IGS exhibited a 21.62% proportion of invasive species in the herbaceous layer, while in forest IGS, the share of invasive species in the herbaceous layer was half that size.

The IGS type was not linked to the overall floristic richness, hemeroby, and urbanity indicators. The major visible difference was the significantly higher number of plant species in non-forest IGS, where the mean value of the number of species was 15.60; in forest IGS, it was 12.70. At the same time, the forested IGS hosted a higher number of rare species and ancient forest species. In non-forest IGS, the total number of identified rare plant species was 15 (File S1). The two most frequently encountered species were *Potentilla recta* and *Trifolium alpestre*. In the case of forest IGS, the total number of identified rare plant species was 28, with the most common being *Anemone ranunculoides* and *Stellaria holostea*. The investigated IGS, therefore, harbored distinct sets of rare plant species, and only two species, *Epilobium montanum* and *Stellaria holostea*, were found in both types of IGS.

Significant differences between these two types of IGS were also found in the proportions of species from different ecological groups (Figure 2). Forest IGS were distinctly dominated by forest species, accounting for 34.6%, while in non-forest IGS, those species occupied only 2.1% on average. The most frequently encountered forest species were

Acer plantanoides, *Tilia cordata*, and *Populus canescens*. On the other hand, non-forest IGS were dominated by grassland species, constituting 57.93%, while in forest IGS, an average of 25.23% of the spaces were occupied by this group. The most frequently encountered grassland species were *Calamagrostis epigejos*, *Poa pratensis*, and *Dactylis glomerata*.

All investigated IGS were comparable in terms of soil pH and heavy metals content. None of the parameters tested exceeded the contamination norms (Dz. U. z 2016 r. poz. 1395*), which could significantly hamper vegetation growth and vegetation composition (Table 4). We also noted comparable population density in the neighborhoods of investigated IGS, as the IGS sites were within easily accessible range for approximately 3000 residents living in the 500 m buffer zone, regardless of IGS vegetation type.

* Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi: The Regulation of the Minister of the Environment of 1 September 2016, regarding the method of conducting the assessment of land surface pollution.

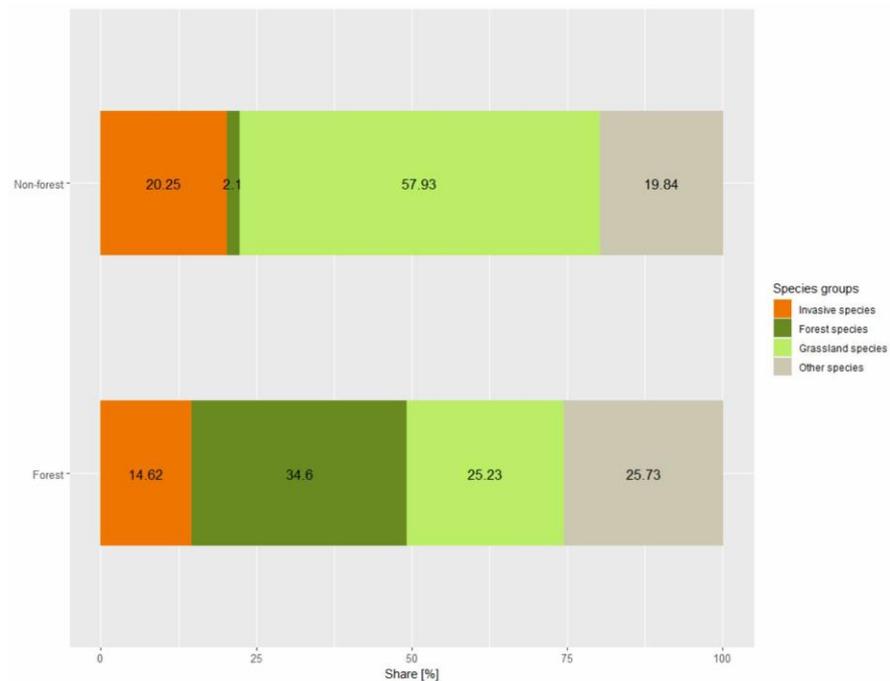


Figure 2. The share of species from different ecological groups in IGS.

3.2. Factors Affecting Vegetation Structure and Biodiversity Indicators of Non-Forest and Forest IGS

Our multiple regression analyses on vegetation quality indicators across two types of IGS, non-forest and forest, identified a statistically significant influence of three primary factors: habitat continuity, former land use as built-up area, and the presence of high vegetation in the vicinity. The impact of these factors varied across different biodiversity indicators and IGS types.

Habitat continuity emerged as the most critical factor influencing vegetation composition across both IGS types. In forest IGS, high habitat continuity was positively correlated with the presence of forest species, rare species, ancient forest species, and total number of species (Tables 5 and 6). It also played a role in reducing the occurrence of invasive species and hemeroby. However, in non-forest IGS, habitat continuity was positively correlated with the total number of species, and negatively related to hemeroby.

The impact of previous land use as built-up area varied markedly between non-forest and forest IGS. In forest IGS, such land use had a negative effect on the total number of species, contrasting with non-forest IGS, where it surprisingly favored a higher total number of species. This factor, alongside gardens and orchards as previous land uses, was also associated with a higher proportion of invasive species in non-forest IGS (Tables 5 and 6).

The presence of high vegetation in the vicinity influenced vegetation quality in non-forest IGS. The high share of high vegetation in the vicinity was positively correlated with hemeroby, while it was negatively correlated with the total number of species. Our analysis also pointed to the selective influence of the closest neighborhood on species composition in forest IGS. A higher share of high vegetation areas nearby favored the occurrence of forest species such as *Adoxa moschatellina*, *Circaea alpina*, and *Ribes spicatum*, but did not significantly affect the share of other groups or the total number of rare plant species.

Table 5. Results of regression analysis, factors that influence vegetation quality indicators of IGS (values in table represents coefficient values; * indicates statistical significance, where *** = 0.000; ** = 0.001; * = 0.01).

	Non-Forest IGS					Forest IGS				
	Total Number of Species	Ancient Forest Plant Species	Rare Plant Species	Hemeroby	Urbanity	Total Number of Species	Ancient Forest Plant Species	Rare Plant Species	Hemeroby	Urbanity
Habitat continuity	0.039 ***	-	-	-0.064 *	-	0.009 ***	0.016 **	0.024 ***	-0.008 **	-0.007 *
High vegetation in vicinity	-1.017 *	-	-	3.320 *	-	-	-	-	-	-
Former built-up areas	1.885 *	-	-	-	-	-1.285 ***	-	-	-	-

Table 6. Results of regression analysis, factors that influence vegetation composition of IGS (values in table represents coefficient values; * indicates statistical significance, where *** = 0.000; ** = 0.001; * = 0.01).

	Non-Forest IGS				Forest IGS			
	Forest Species	Grassland Species	Invasive Species		Forest Species	Grassland Species	Invasive Species	
Habitat continuity	-	-	-	-	0.013 *	-	-	-0.013 *
High vegetation in vicinity	-	-	-	-	1.342 **	-	-	-
Former built-up areas	-	-	-	-	-1.500 *	-	-	-
Former gardens and orchards	-	-	-	-	1.900 ***	-	-	-

4. Discussion

In discussing the role of urban IGS in enhancing urban biodiversity, our findings underline the significant yet differentiated contributions of non-forest and forest IGS, which are the result of two varying management regimes in Warsaw: selective tree removal leading to preservation of open habitats, and unhampered succession leading to the development of forest ecosystems, respectively.

4.1. Factors Shaping Informal Green Spaces

It is assumed that the minimalization of human intervention enables natural succession processes and amplifies biodiversity [97,98]. In our study, most parameters linked to floristic richness and overall vegetation quality indicators were explained by habitat continuity. The longer the time since the habitat was degraded and land use change occurred, the higher the number of species present, and the higher the values of naturalness indicators (Tables 5 and 6). We did not record relationships with the Shannon diversity index, which may be attributed to the frequent dominance of ruderal species. Habitat continuity generally plays a crucial role in preserving species associated with forests [61,99] and grasslands [100], and in supporting overall floristic diversity in cities [101]. Specifically, in forest IGS, habitat continuity is essential for promoting the presence of rare and ancient forest plant species, which often have very low seed dispersal capabilities [61]. IGS should be therefore perceived as areas designated for long-term ecological restoration [8,9,102].

The vegetation composition of IGS also results from the land use type before the abandonment of cultivation. Among the investigated types, we found that only sites which were former gardens and orchards or built-up areas had significant influence (Table 6). We found a link between former land use as built-up areas, gardens, and orchards with a high share of invasive plant species (Table 6). According to the literature, gardens near homes and allotment gardens may be the biggest potential source of alien and invasive species [103–106]. Many invasive species were introduced into the native flora as ornamental plants in gardens [107]. After the cessation of use of these areas, the seed base remained in the soil, allowing for the continued development and spread of invasive species [108].

Urban green patches typically differ from surrounding natural habitats in species richness and interactions [109–111]. Alien species, in particular, interact with local species and alter ecosystem succession [112,113]. An important factor in these conditions might be seed dispersal, which drives an urban-specific pattern of plant community formation [114]. While seed dispersal in cities has been studied [115–117], its overall impact on the development of new ecosystems remains poorly understood [118].

The presence of adjacent forested areas distinctly benefits the diversity of species within IGS. However, our study indicates that this factor is primarily significant for forest IGS, and the formation of new patches. The proximity of other forest patches allows for the colonization of younger patches by forest species. This proximity might be crucial for enhancing species richness through vegetation regeneration, offering a lifeline, especially to species that are hampered by limited dispersal capabilities [78,114,119]. In contrast, for non-forest IGS patches, this proximity has a distinctly negative impact. It does not result in any changes in the share of grassland and forest species, although it has a significant positive impact on hemeroby.

4.2. Impact of Management Regimes on Non-Forest and Forest IGS

A common misconception among IGS managers is the belief that these spaces require minimal management effort [51]. This perspective has led to instances where IGS are converted into parks and subjected to intensive cultivation practices [8,15]. Yet, an emerging body of evidence advocates for alternative, low-maintenance approaches to IGS management that prioritize biodiversity conservation without the need for intensive human intervention. This evolving perspective encourages a shift towards two primary management strategies: one advocating for the complete cessation of maintenance activities, and another promoting selective management practices, such as the occasional removal of

invasive species or management interventions aimed at preserving open habitats. These strategies, which diverge from conventional formal greenery management practices, are recognized for their unique contributions to enhancing urban biodiversity, as demonstrated by our study.

In the context of non-forest IGS management, the trajectory of spontaneous vegetation development is pivotal, typically commencing with herbaceous vegetation in the early years before transitioning to tree dominance after 14–18 years [10,120].

The strategic interruption of this ecological succession at the non-forest IGS stage is advocated by numerous researchers [10,27,28], although specific interventions are less frequently delineated. Among the suggested measures, regular mowing to preserve early successional stages is noted [121], alongside more detailed strategies like the enhancement of grassland areas through the introduction of meadow species and systematic mowing. These practices are aimed at establishing vegetation typical of oligotrophic grassy ecosystems within a few years [26,122–124].

The proliferation of expansive herbaceous species, such as *Solidago canadensis* and *Solidago gigantea*, can play a critical role in delaying this transition, effectively postponing tree encroachment [120]. However, our research shows that invasive species are numerous in these spaces, especially in the herbaceous layer. In extreme cases, monospecific habitats may occur, in which the total number of plant species regresses with age [125–127]. The negative effects of these monospecific patches extend beyond plants, adversely impacting animals as well [128,129]. Therefore, it seems that the management of these areas cannot be limited only to stopping the stages of succession; there is also a need for controlling the excessive expansion of invasive species. A more comprehensive approach is needed. Proposed actions include the removal of invasive species to facilitate the restoration of native plant-based habitats [130]. Revegetation appears to be particularly effective in grasslands, as reported by many researchers [131–133].

Our observations within this study also identified patches where the sporadic cutting of tree and shrub shoots, undertaken for technical or recreational reasons, maintained a dominance of ruderal plants over several decades. Although such management practices are common in urban settings, they are seldom documented over extended periods. This approach not only achieves desirable visual outcomes [22] but also enhances the provision of regulating ecosystem services [18], and promotes a rich diversity of species characteristic of both early successional phases and grassland habitats. In these managed patches, a distinct assembly of rare species has been documented (Table 4 and File S1), diverging significantly from those found in forested IGS. Notably, non-forest IGS exhibit a higher total number of species, a diversity likely attributable to the mixture of species from various successional stages [134], underscoring the ecological richness and management implications of these urban green spaces.

In the case of forest IGS, the strategy of ceasing management and allowing unhampered vegetation growth to culminate in forest plant communities has gained significant attention [8,11,23,25]. The higher number of ancient forest and rare species within these spaces (File S1) correlates with higher habitat continuity, signaling a trend towards greater habitat stability and resilience over time. Moreover, the ageing of these areas contributes to a reduced prevalence of invasive species, with older forest IGS sites demonstrating a marked resilience to such invasions, a phenomenon supported by extensive literature [135–137]. The transition towards managing IGS as forest ecosystems is further justified by their augmented capacity to provide regulating ecosystem services, attributed to the dense, multilayered vegetation characteristic of these environments [18,138].

The preservation and thoughtful management of both types of IGS are paramount to enriching urban ecological landscapes. On one end, periodic tree removal within non-forest IGS can foster a dynamic, transitional habitat teeming with diverse plant life. On the other, forest IGS left undisturbed can become sanctuaries for rare and ancient forest plant species, underscoring the vital role of both management approaches in bolstering urban biodiversity. This dual approach not only accommodates a wide array of plant diversity

but also ensures the representation of rare and ancient forest plant species, reinforcing the critical importance of maintaining diverse IGS types to enhance urban biodiversity as a whole [10].

4.3. Limitations of the Study

Our study, despite being based on detailed environmental research conducted in existing established IGS, was not without limitations. We excluded from the study pioneer phases of succession and their diversity, which can be poorly perceived by the city residents [10]. However, such areas do exist within the mosaic of spontaneous vegetation patches in varying succession stages, and cannot be excluded from the broader analysis of IGS, their role in cities, and their management. In our case we did not find a sufficient number of sites which would represent areas where such an early development phase would be consequently maintained over a longer period of time in this form, apart from post-industrial sites of limited size.

The selected areas were not critically polluted. While their level of contamination was similar to cultivated urban green spaces in Warsaw [139], they were also lower than in post-industrial heavily degraded sites [140]. In IGS, we investigated only point anomalies, which were results of historic management and post-war usage of debris from buildings to build paths in Warsaw parks [139]. Management of IGS in post-industrial sites does require a more nuanced and engineering approach.

Most importantly, our study took into account a limited number of biophysical factors which might be related to vegetation development, representing a field for future studies to consider. We also observed only the result of vegetation composition; while we do not have exact data on tree removal frequency and extent, the broad set of existing IGS in Warsaw provides an interesting field for examining the management implications of such vegetation for biodiversity preservation. The management of non-forest IGS involved irregular removal of woody stems and trees, using varying techniques and machinery with different levels of intensity and frequency. Since these practices were not documented, they might have influenced the outcome results.

4.4. Management Guidelines for IGS

The planning and management of IGS should be considered an integral part of the urban landscape, emphasizing the enhancement of ecological connectivity. This is particularly crucial for animal species that depend on the connectivity between patches [141,142]. For disturbed IGS patches lacking a seed bank, additional measures such as seeding and planting or facilitating seed dispersal from adjacent areas are necessary, especially with species characteristic of more mature successional phases.

The vegetation of IGS, is temporary but serves as a site for ecological regeneration. Future interventions in these spaces should not undermine accumulated ecological benefits such as biodiversity preservation, carbon sequestration, or community attachment to these areas. Such interventions should prioritize leisure infrastructure without significantly diminishing the biodiversity value and 'wild' nature of IGS [143,144]. In forest IGS, conservation strategies should aim to minimize any activities, especially those involving the removal of shrub and tree biomass, to support diversity and natural development.

The management of IGS vegetation often stems from recreational or technical needs, but it is advised to maintain vegetation in a mosaic spatial structure to foster greater diversity in successional stages [10]. This mosaic, due to its superior ecosystem service ratings and natural quality of wooded vegetation, should be dominated by late successional phases [8]. Such diverse patches can support specific species groups, including butterflies that prefer certain nectar plants [145].

Implementing measures to control invasive species and promote the growth of native plants is essential for maintaining balanced ecological dynamics [146].

Encouraging citizen science projects can elevate public appreciation for IGS, contributing to biodiversity monitoring and conservation efforts [147]. These initiatives not only

enhance biodiversity awareness but also cultivate a sense of community ownership over local green spaces, leading to more effective and sustainable management [148].

5. Conclusions

IGS serve as refuges for urban biodiversity, harboring an array of species, including rare species, thereby underscoring their potential in biodiversity conservation within urban ecosystems.

Our comprehensive study on IGS biodiversity in a major Polish city largely supports results from studies in other geographical contexts. The vegetation of IGS, while temporary in nature, plays a crucial role in the regeneration of urban ecosystems. This underscores the importance of preserving and managing these spaces to foster ecological resilience and biodiversity within city environments.

The landscape structure and the surrounding environment significantly influence vegetation quality in IGS, particularly in forest IGS. Proximity to other forested areas favors a higher number of forest species, highlighting the importance of maintaining connectivity between patches of habitats in urban planning.

Proper management of IGS offers novel opportunities to enhance urban biodiversity. Establishing mosaics with a dominance of forest IGS appears to be a viable compromise for balancing conservation and recreational needs.

Long-term abandonment of IGS significantly enhances floristic diversity and reduces the presence of ruderal species, regardless of the management approach employed. Previous land use has an additional impact; areas previously developed or used as gardens exhibit a higher abundance of invasive species.

Supplementary Materials: The following supporting information can be downloaded at: <https://www.mdpi.com/article/10.3390/land13060764/s1>, File S1 and S2.

Author Contributions: Conceptualization, P.A., D.S. and P.S.; methodology, P.A., D.S., M.W.-K., A.P., A.R.D.S. and P.S.; formal analysis, P.A. and A.R.D.S.; investigation, P.A., M.W.-K., A.P. and P.S.; data curation, P.A.; writing—original draft preparation, P.A. and D.S.; writing—review and editing, D.S. and P.S.; visualization, P.A.; supervision, P.S.; All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research was funded by National Science Centre (Poland), grant number 2020/39/B/HS4/03240.

Data Availability Statement: The data supporting reported results can be found in the Supplementary Materials.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflicts of interest.

References

1. Kühn, I.; Klotz, S. Urbanization and Homogenization—Comparing the Floras of Urban and Rural Areas in Germany. *Biol. Conserv.* **2006**, *127*, 292–300. [[CrossRef](#)]
2. Lososová, Z.; Chytrý, M.; Danihelka, J.; Tichý, L.; Ricotta, C. Biotic Homogenization of Urban Floras by Alien Species: The Role of Species Turnover and Richness Differences. *J. Veg. Sci.* **2016**, *27*, 452–459. [[CrossRef](#)]
3. Pyšek, P.; Chocholousková, Z.; †Pyšek, A.; Jarošík, V.; Chytrý, M.; Tichý, L. Trends in Species Diversity and Composition of Urban Vegetation over Three Decades. *J. Veg. Sci.* **2004**, *15*, 781–788. [[CrossRef](#)]
4. Simkin, R.D.; Seto, K.C.; McDonald, R.L.; Jetz, W. Biodiversity Impacts and Conservation Implications of Urban Land Expansion Projected to 2050. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **2022**, *119*, e2117297119. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
5. Croci, S.; Butet, A.; Georges, A.; Aguejdad, R.; Clergeau, P. Small Urban Woodlands as Biodiversity Conservation Hot-Spot: A Multi-Taxon Approach. *Landsc. Ecol.* **2008**, *23*, 1171–1186. [[CrossRef](#)]
6. Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; da Fonseca, G.A.B.; Kent, J. Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities. *Nature* **2000**, *403*, 853–858. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
7. Nilon, C.H.; Aronson, M.F.J.; Cilliers, S.S.; Dobbs, C.; Frazee, L.J.; Goddard, M.A.; O'Neill, K.M.; Roberts, D.; Stander, E.K.; Werner, P.; et al. Planning for the Future of Urban Biodiversity: A Global Review of City-Scale Initiatives. *BioScience* **2017**, *67*, 332–342. [[CrossRef](#)]

8. Sikorski, P.; Gawryszewska, B.; Sikorska, D.; Chormański, J.; Schwerk, A.; Jojczyk, A.; Cieżkowski, W.; Archiciński, P.; Lępkowski, M.; Dymitryszyn, I.; et al. The Value of Doing Nothing—How Informal Green Spaces Can Provide Comparable Ecosystem Services to Cultivated Urban Parks. *Ecosyst. Serv.* **2021**, *50*, 101339. [[CrossRef](#)]
9. Rupperecht, C.D.D.; Byrne, J.A. Informal Urban Greenspace: A Typology and Trilingual Systematic Review of Its Role for Urban Residents and Trends in the Literature. *Urban For. Urban Green.* **2014**, *13*, 597–611. [[CrossRef](#)]
10. Bonthoux, S.; Brun, M.; Di Pietro, F.; Greulich, S.; Bouché-Pillon, S. How Can Wastelands Promote Biodiversity in Cities? A Review. *Landsc. Urban Plan.* **2014**, *132*, 79–88. [[CrossRef](#)]
11. Kowarik, I. Novel Urban Ecosystems, Biodiversity, and Conservation. *Environ. Pollut.* **2011**, *159*, 1974–1983. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
12. Luo, S.; Patuano, A. Multiple Ecosystem Services of Informal Green Spaces: A Literature Review. *Urban For. Urban Green.* **2023**, *81*, 127849. [[CrossRef](#)]
13. Planchuelo, G.; Kowarik, I.; von der Lippe, M. Endangered Plants in Novel Urban Ecosystems Are Filtered by Strategy Type and Dispersal Syndrome, Not by Spatial Dependence on Natural Remnants. *Front. Ecol. Evol.* **2020**, *8*, 18. [[CrossRef](#)]
14. Włodarczyk-Marciniak, R.; Sikorska, D.; Krauze, K. Residents' Awareness of the Role of Informal Green Spaces in a Post-Industrial City, with a Focus on Regulating Services and Urban Adaptation Potential. *Sustain. Cities Soc.* **2020**, *59*, 102236. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
15. Rall, E.L.; Haase, D. Creative Intervention in a Dynamic City: A Sustainability Assessment of an Interim Use Strategy for Brownfields in Leipzig, Germany. *Landsc. Urban Plan.* **2011**, *100*, 189–201. [[CrossRef](#)]
16. Köppler, M.-R.; Kowarik, I.; Kühn, N.; von der Lippe, M. Enhancing Wasteland Vegetation by Adding Ornamentals: Opportunities and Constraints for Establishing Steppe and Prairie Species on Urban Demolition Sites. *Landsc. Urban Plan.* **2014**, *126*, 1–9. [[CrossRef](#)]
17. Schröder, R.; Kiehl, K. Ecological Restoration of an Urban Demolition Site through Introduction of Native Forb Species. *Urban For. Urban Green.* **2020**, *47*, 126509. [[CrossRef](#)]
18. Przybysz, A.; Wińska-Krysiak, M.; Małecka-Przybysz, M.; Stankiewicz-Kosyl, M.; Skwara, M.; Kłos, A.; Kowalczyk, S.; Jarocka, K.; Sikorski, P. Urban Wastelands: On the Frontline between Air Pollution Sources and Residential Areas. *Sci. Total Environ.* **2020**, *721*, 137695. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
19. Fischer, L.K.; Honold, J.; Cvejić, R.; Delshammar, T.; Hilbert, S.; Laforteza, R.; Nastran, M.; Nielsen, A.B.; Pintar, M.; van der Jagt, A.P.N.; et al. Beyond Green: Broad Support for Biodiversity in Multicultural European Cities. *Glob. Environ. Change* **2018**, *49*, 35–45. [[CrossRef](#)]
20. Planchuelo, G.; von Der Lippe, M.; Kowarik, I. Untangling the Role of Urban Ecosystems as Habitats for Endangered Plant Species. *Landsc. Urban Plan.* **2019**, *189*, 320–334. [[CrossRef](#)]
21. Rupperecht, C.D.D.; Byrne, J.A.; Garden, J.G.; Hero, J.-M. Informal Urban Green Space: A Trilingual Systematic Review of Its Role for Biodiversity and Trends in the Literature. *Urban For. Urban Green.* **2015**, *14*, 883–908. [[CrossRef](#)]
22. Brun, M.; Di Pietro, F.; Bonthoux, S. Residents' Perceptions and Valuations of Urban Wastelands Are Influenced by Vegetation Structure. *Urban For. Urban Green.* **2018**, *29*, 393–403. [[CrossRef](#)]
23. Hotta, K.; Ishii, H.; Sasaki, T.; Doi, N.; Azuma, W.; Oyake, Y.; Imanishi, J.; Yoshida, H. Twenty-One Years of Stand Dynamics in a 33-Year-Old Urban Forest Restoration Site at Kobe Municipal Sports Park, Japan. *Urban For. Urban Green.* **2015**, *14*, 309–314. [[CrossRef](#)]
24. Kowarik, I.; Hiller, A.; Planchuelo, G.; Seitz, B.; von der Lippe, M.; Buchholz, S. Emerging Urban Forests: Opportunities for Promoting the Wild Side of the Urban Green Infrastructure. *Sustainability* **2019**, *11*, 6318. [[CrossRef](#)]
25. Sasaki, T.; Ishii, H.; Morimoto, Y. Evaluating Restoration Success of a 40-Year-Old Urban Forest in Reference to Mature Natural Forest. *Urban For. Urban Green.* **2018**, *32*, 123–132. [[CrossRef](#)]
26. Archiciński, P.; Sikorski, P.; Sikorska, D.; Przybysz, A. Roślinność wieloletnich nieużytków miejskich—Systematyka zbiorowisk, ich struktura i pełnione usługi ekosystemowe = Vegetation of perennial urban wastelands—Syntaxonomy, structure and ecosystem services. *Prz. Geogr.* **2021**, *93*, 341–363. [[CrossRef](#)]
27. Kattwinkel, M.; Biedermann, R.; Kleyer, M. Temporary Conservation for Urban Biodiversity. *Biol. Conserv.* **2011**, *144*, 2335–2343. [[CrossRef](#)]
28. Meffert, P.J.; Dziocok, F. What Determines Occurrence of Threatened Bird Species on Urban Wastelands? *Biol. Conserv.* **2012**, *153*, 87–96. [[CrossRef](#)]
29. Muratet, A.; Machon, N.; Jiguet, F.; Moret, J.; Porcher, E. The Role of Urban Structures in the Distribution of Wasteland Flora in the Greater Paris Area, France. *Ecosystems* **2007**, *10*, 661–671. [[CrossRef](#)]
30. Rebele, F. Differential Succession towards Woodland along a Nutrient Gradient. *Appl. Veg. Sci.* **2013**, *16*, 365–378. [[CrossRef](#)]
31. Yuan, X.; Guo, Z.; Wang, S.; Zhao, L.; Yuan, M.; Gao, Y.; Huang, L.; Liu, C.; Duan, C. Drivers and Mechanisms of Spontaneous Plant Community Succession in Abandoned PbZn Mining Areas in Yunnan, China. *Sci. Total Environ.* **2023**, *904*, 166871. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
32. Dyderski, M.K.; Wrońska-Pilarek, D.; Jagodziński, A.M. Ecological Lands for Conservation of Vascular Plant Diversity in the Urban Environment. *Urban Ecosyst.* **2017**, *20*, 639–650. [[CrossRef](#)]
33. Twerd, L.; Banaszak-Cibicka, W. Wastelands: Their Attractiveness and Importance for Preserving the Diversity of Wild Bees in Urban Areas. *J. Insect Conserv.* **2019**, *23*, 573–588. [[CrossRef](#)]

34. Schebella, M.F.; Weber, D.; Schultz, L.; Weinstein, P. The Wellbeing Benefits Associated with Perceived and Measured Biodiversity in Australian Urban Green Spaces. *Sustainability* **2019**, *11*, 802. [CrossRef]
35. Taylor, L.; Hochuli, D.F. Creating Better Cities: How Biodiversity and Ecosystem Functioning Enhance Urban Residents' Wellbeing. *Urban Ecosyst.* **2015**, *18*, 747–762. [CrossRef]
36. Hobbs, R.J.; Arico, S.; Aronson, J.; Baron, J.S.; Bridgewater, P.; Cramer, V.A.; Epstein, P.R.; Ewel, J.J.; Klink, C.A.; Lugo, A.E.; et al. Novel Ecosystems: Theoretical and Management Aspects of the New Ecological World Order. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **2006**, *15*, 1–7. [CrossRef]
37. Hobbs, R.J.; Higgs, E.S.; Hall, C.M. (Eds.) *Novel Ecosystems: Intervening in the New Ecological World Order*; John Wiley & Sons, Ltd.: Chichester, UK, 2013; ISBN 978-1-118-35418-6.
38. Lososová, Z.; Horsák, M.; Chytrý, M.; Čejka, T.; Danihelka, J.; Fajmon, K.; Hájek, O.; Juříčková, L.; Kintrová, K.; Láníková, D.; et al. Diversity of Central European Urban Biota: Effects of Human-Made Habitat Types on Plants and Land Snails: Biodiversity of Central European Cities. *J. Biogeogr.* **2011**, *38*, 1152–1163. [CrossRef]
39. Miao, X.; Pan, Y.; Chen, H.; Zhang, M.-J.; Hu, W.; Li, Y.; Wu, R.; Wang, P.; Fang, S.; Niu, K.; et al. Understanding Spontaneous Biodiversity in Informal Urban Green Spaces: A Local-Landscape Filtering Framework with a Test on Wall Plants. *Urban For. Urban Green.* **2023**, *86*, 127996. [CrossRef]
40. Vega, K.A.; Küffer, C. Promoting Wildflower Biodiversity in Dense and Green Cities: The Important Role of Small Vegetation Patches. *Urban For. Urban Green.* **2021**, *62*, 127165. [CrossRef]
41. Schadek, U.; Strauss, B.; Biedermann, R.; Kleyer, M. Plant Species Richness, Vegetation Structure and Soil Resources of Urban Brownfield Sites Linked to Successional Age. *Urban Ecosyst.* **2009**, *12*, 115–126. [CrossRef]
42. Westermann, J.R.; von der Lippe, M.; Kowarik, I. Seed Traits, Landscape and Environmental Parameters as Predictors of Species Occurrence in Fragmented Urban Railway Habitats. *Basic Appl. Ecol.* **2011**, *12*, 29–37. [CrossRef]
43. Small, E.C.; Sadler, J.P.; Telfer, M.G. Carabid Beetle Assemblages on Urban Derelict Sites in Birmingham, UK. *J. Insect Conserv.* **2002**, *6*, 233–246. [CrossRef]
44. Kattwinkel, M.; Strauss, B.; Biedermann, R.; Kleyer, M. Modelling Multi-Species Response to Landscape Dynamics: Mosaic Cycles Support Urban Biodiversity. *Landsc. Ecol.* **2009**, *24*, 929–941. [CrossRef]
45. Meffert, P.J.; Dziocik, F. The Influence of Urbanisation on Diversity and Trait Composition of Birds. *Landsc. Ecol.* **2013**, *28*, 943–957. [CrossRef]
46. Strauss, B.; Biedermann, R. Urban Brownfields as Temporary Habitats: Driving Forces for the Diversity of Phytophagous Insects. *Ecography* **2006**, *29*, 928–940.
47. Klaus, V.H.; Kiehl, K. A Conceptual Framework for Urban Ecological Restoration and Rehabilitation. *Basic Appl. Ecol.* **2021**, *52*, 82–94. [CrossRef]
48. Perring, M.P.; Audet, P.; Lamb, D. Novel Ecosystems in Ecological Restoration and Rehabilitation: Innovative Planning or Lowering the Bar? *Ecol. Process.* **2014**, *3*, 8. [CrossRef]
49. GUS Powierzchnia i Ludność w Przekroju Terytorialnym w 2022 Roku. Available online: <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/ludnosc/ludnosc/powierzchnia-i-ludnosc-w-przekroju-terytorialnym-w-2022-roku,7,19.html> (accessed on 24 April 2023).
50. Sikorska, D.; Łaszkiwicz, E.; Krauze, K.; Sikorski, P. The Role of Informal Green Spaces in Reducing Inequalities in Urban Green Space Availability to Children and Seniors. *Environ. Sci. Policy* **2020**, *108*, 144–154. [CrossRef]
51. Sikorska, D.; Ciężkowski, W.; Babańczyk, P.; Chormański, J.; Sikorski, P. Intended Wilderness as a Nature-Based Solution: Status, Identification and Management of Urban Spontaneous Vegetation in Cities. *Urban For. Urban Green.* **2021**, *62*, 127155. [CrossRef]
52. Feltynowski, M.; Kronenberg, J.; Bergier, T.; Kabisch, N.; Łaszkiwicz, E.; Strohbach, M.W. Challenges of Urban Green Space Management in the Face of Using Inadequate Data. *Urban For. Urban Green.* **2018**, *31*, 56–66. [CrossRef]
53. Pietrzyk-Kaszyńska, A.; Czepkiewicz, M.; Kronenberg, J. Eliciting Non-Monetary Values of Formal and Informal Urban Green Spaces Using Public Participation GIS. *Landsc. Urban Plan.* **2017**, *160*, 85–95. [CrossRef]
54. Matuszkiewicz, W. *Przewodnik do Oznaczenia Zbiorowisk Roslinnych Polski*; Wydawnictwo Naukowe PWN: Warszawa, Poland, 2017; ISBN 978-83-01-16707-3.
55. Chytrý, M.; Otýpková, Z. Plot Sizes Used for Phytosociological Sampling of European Vegetation. *J. Veg. Sci.* **2003**, *14*, 563–570. [CrossRef]
56. Inwazyjne Gatunki Obce Roślin i Zwierząt—Otwarte Dane. Available online: https://dane.gov.pl/pl/dataset/1760/resource/21068,inwazyjne-gatunki-obce-roslin-i-zwierzat/table?page=1&per_page=20&q=&sort= (accessed on 6 March 2024).
57. Iannone, B.; Carnevale, S.; Main, M.; Hill, J.; McConnell, J.; Johnson, S.; Enloe, S.; Andreu, M.; Bell, E.; Cuda, J.; et al. Invasive Species Terminology: Standardizing for Stakeholder Education. *J. Ext.* **2020**, *58*, 27. [CrossRef]
58. Mirek, Z. (Ed.) *Flowering Plants and Pteridophytes of Poland: A Checklist; krytyczna Lista Roślin Naczyniowych Polski*; Biodiversity of Poland; Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences: Krakow, Poland, 2002; ISBN 978-83-85444-83-1.
59. Warren, C.R. Perspectives on the 'alien' versus 'native' Species Debate: A Critique of Concepts, Language and Practice. *Prog. Hum. Geogr.* **2007**, *31*, 427–446. [CrossRef]
60. Magurran, A.E. *Measuring Biological Diversity*; Blackwell Pub: Malden, MA, USA, 2004; ISBN 978-0-632-05633-0.
61. Dzwonko, Z.; Loster, S. Ancient Woodland Plant Species Indicators and Their Importance for Nature Conservation and Vegetation Mapping. *Pr. Geogr.* **2001**, *178*, 119–132.

62. Sikorski, P.; Sudnik-Wójcikowska, B.; Zaniewska, E.; Zaniewski, P.; Kowalska, A.; Wrzosek, M. *Charakterystyka Przestrzenna i Różnorodności Biologicznej ostoi Roślinnych oraz Oddziaływania na nie Rozwiązań Planistycznych Proponowanych w Projekcie Studium Uwarunkowań i kierunków Zagospodarowania Przestrzennego m.st. Warszawy 2020*; Office of Planning and Architecture of the City of Warsaw: Warsaw, Poland, 2020.
63. Sudnik-Wójcikowska, B. Iva Xanthiifolia Nutt. and Its Communities within Warsaw. *Acta Soc. Bot. Pol.* **1987**, *56*, 155. [[CrossRef](#)]
64. Sukopp, H. Der Einfluss Des Menschen Auf Die Vegetation. *Vegetatio* **1969**, *17*, 360–371. [[CrossRef](#)]
65. Kühn, I.; Durka, W.; Klotz, S. BiolFlor—A New Plant-Trait Database as a Tool for Plant Invasion Ecology: BiolFlor—A Plant-Trait Database. *Divers. Distrib.* **2004**, *10*, 363–365. [[CrossRef](#)]
66. Klotz, S.; Kühn, I. Indikatoren Des Anthropogenen Einflusses Auf Die Vegetation. *Schriftenreihe Veg.* **2002**, *38*, 241–246.
67. Roo, M.; Kuypers, V.H.M.; Lenzholzer, S. *The Green City Guidelines: Techniques for a Healthy Liveable City*; The Green City: Bend, OR, USA, 2011.
68. Hofmeister, J.; Hošek, J.; Brabec, M.; Hermy, M.; Dvořák, D.; Fellner, R.; Malíček, J.; Palice, Z.; Tenčík, A.; Holá, E.; et al. Shared Affinity of Various Forest-Dwelling Taxa Point to the Continuity of Temperate Forests. *Ecol. Indic.* **2019**, *101*, 904–912. [[CrossRef](#)]
69. Strauss, B.; Biedermann, R. Fit for Succession—Community Structure and Life Strategies of Leafhoppers in Urban Brownfields. *Ecol. Entomol.* **2008**, *33*, 107–118. [[CrossRef](#)]
70. Chojnacki, J. *Zróżnicowanie Przestrzenne Roślinności Warszawy*; Wydawnictwo UW: Warszawa, Poland, 1991; ISBN 83-230-0600-8.
71. Kobendza, R. *Roślinność Ruderalna Na Gruzach Miast Polskich*, In *Sprawozdania z posiedzeń Wydziału IV Nauk Biologicznych*; Towarzystwo Naukowe Warszawskie: Warsaw, Poland, 1952; pp. 49–60.
72. Kozłowska, A. Mapa roślinności Warszawy w skali 1: 10 000—założenia teoretyczne, metoda wykonania i zastosowanie. *Przegląd Geogr.* **2001**, *180*, 107–119.
73. Hamberg, L.; Lehvävirta, S.; Minna, M.-L.; Rita, H.; Kotze, D.J. The Effects of Habitat Edges and Trampling on Understorey Vegetation in Urban Forests in Helsinki, Finland. *Appl. Veg. Sci.* **2008**, *11*, 83–98. [[CrossRef](#)]
74. Nordén, B.; Dahlberg, A.; Brandrud, T.E.; Fritz, Ö.; Ejrnaes, R.; Ovaskainen, O. Effects of Ecological Continuity on Species Richness and Composition in Forests and Woodlands: A Review. *Écoscience* **2014**, *21*, 34–45. [[CrossRef](#)]
75. Bailey, S. Increasing Connectivity in Fragmented Landscapes: An Investigation of Evidence for Biodiversity Gain in Woodlands. *For. Ecol. Manag.* **2007**, *238*, 7–23. [[CrossRef](#)]
76. Correa Ayram, C.A.; Mendoza, M.E.; Etter, A.; Salicrup, D.R.P. Habitat Connectivity in Biodiversity Conservation: A Review of Recent Studies and Applications. *Prog. Phys. Geogr. Earth Environ.* **2016**, *40*, 7–37. [[CrossRef](#)]
77. Howe, H.F.; Smallwood, J. Ecology of Seed Dispersal. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **1982**, *13*, 201–228. [[CrossRef](#)]
78. McEuen, A.B.; Curran, L.M. Seed Dispersal and Recruitment Limitation across Spatial Scales in Temperate Forest Fragments. *Ecology* **2004**, *85*, 507–518. [[CrossRef](#)]
79. Beninde, J.; Veith, M.; Hochkirch, A. Biodiversity in Cities Needs Space: A Meta-Analysis of Factors Determining Intra-Urban Biodiversity Variation. *Ecol. Lett.* **2015**, *18*, 581–592. [[CrossRef](#)]
80. Koerner, W.; Dupouey, J.L.; Dambrine, E.; Benoit, M. Influence of Past Land Use on the Vegetation and Soils of Present Day Forest in the Vosges Mountains, France. *J. Ecol.* **1997**, *85*, 351–358. [[CrossRef](#)]
81. Alard, D.; Chabrierie, O.; Dutoit, T.; Roche, P.; Langlois, E. Patterns of Secondary Succession in Calcareous Grasslands: Can We Distinguish the Influence of Former Land Uses from Present Vegetation Data? *Basic Appl. Ecol.* **2005**, *6*, 161–173. [[CrossRef](#)]
82. Fomby, T.B.; Hill, R.C.; Johnson, S.R. *Advanced Econometric Methods*; Springer Science & Business Media: Berlin/Heidelberg, Germany, 2012.
83. Hettmansperger, T.P.; McKean, J.W. *Robust Nonparametric Statistical Methods*; CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 2010.
84. Maindonald, J.; Braun, J. *Data Analysis and Graphics Using R: An Example-Based Approach*; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2006; ISBN 978-1-139-46053-8.
85. Ferrari, S.; Cribari-Neto, F. Beta Regression for Modelling Rates and Proportions. *J. Appl. Stat.* **2004**, *31*, 799–815. [[CrossRef](#)]
86. Box, G.E.P.; Cox, D.R. An Analysis of Transformations. *J. R. Stat. Soc. Ser. B (Methodol.)* **1964**, *26*, 211–243. [[CrossRef](#)]
87. Moran, P.A. Notes on Continuous Stochastic Phenomena. *Biometrika* **1950**, *37*, 17–23. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
88. Breusch, T.S.; Pagan, A.R. A Simple Test for Heteroscedasticity and Random Coefficient Variation. *Econom. J. Econom. Soc.* **1979**, *47*, 1287–1294. [[CrossRef](#)]
89. Shapiro, S.; Wilk, M.B.J.B. An Analysis of Variance Test for Normality. *Biometrika* **1965**, *52*, 591–611. [[CrossRef](#)]
90. Efron, M.A. Multiple Regression Analysis. In *Mathematical Methods for Digital Computers*; John Wiley: New York, NY, USA, 1960; pp. 191–203.
91. Venables, B.; Ripley, B.D. *Modern Applied Statistics with S*; Springer: New York, NY, USA, 2002; ISBN 0-387-95457-0.
92. Hebbali, A. Olsrr: Tools for Building OLS Regression Models. R Package Version 0.5 2020, 3. Available online: <https://cran.r-project.org/web/packages/olsrr/olsrr.pdf> (accessed on 27 May 2024).
93. Zeileis, A.; Hothorn, T. Diagnostic Checking in Regression Relationships. *R News* **2002**, *2*, 7–10.
94. Croissant, Y.; Millo, G. Panel Data Econometrics in R: The Plm Package. *J. Stat. Softw.* **2008**, *27*, 1–43. [[CrossRef](#)]
95. Cribari-Neto, F.; Zeileis, A. Beta Regression in R. *J. Stat. Softw.* **2010**, *34*, 1–24. [[CrossRef](#)]
96. Stasinopoulos, D.M.; Rigby, R.A. Generalized Additive Models for Location Scale and Shape (GAMLSS) in R. *J. Stat. Softw.* **2008**, *23*, 1–46. [[CrossRef](#)]

97. Sehrt, M.; Bossdorf, O.; Freitag, M.; Bucharova, A. Less Is More! Rapid Increase in Plant Species Richness after Reduced Mowing in Urban Grasslands. *Basic Appl. Ecol.* **2020**, *42*, 47–53. [\[CrossRef\]](#)
98. Watson, C.J.; Carignan-Guillemette, L.; Turcotte, C.; Maire, V.; Proulx, R. Ecological and Economic Benefits of Low-intensity Urban Lawn Management. *J. Appl. Ecol.* **2020**, *57*, 436–446. [\[CrossRef\]](#)
99. Wulf, M. Plant Species Richness of Afforestations with Different Former Use and Habitat Continuity. *For. Ecol. Manag.* **2004**, *195*, 191–204. [\[CrossRef\]](#)
100. Raduła, M.W.; Szymura, T.H.; Szymura, M.; Swacha, G.; Kački, Z. Effect of Environmental Gradients, Habitat Continuity and Spatial Structure on Vascular Plant Species Richness in Semi-Natural Grasslands. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2020**, *300*, 106974. [\[CrossRef\]](#)
101. Guilherme, F.; Vicente, J.R.; Carretero, M.A.; Farinha-Marques, P. Mapping Multigroup Responses to Land Cover Legacy for Urban Biodiversity Conservation. *Biol. Conserv.* **2024**, *291*, 110508. [\[CrossRef\]](#)
102. Beveridge, R.; Kip, M.; Oevermann, H. From Wastelands to Waiting Lands: Retrieving Possibility from the Voids of Berlin. *City* **2022**, *26*, 281–303. [\[CrossRef\]](#)
103. Culley, T.M.; Dreisilker, K.; Clair Ryan, M.; Schuler, J.A.; Cavallin, N.; Gettig, R.; Havens, K.; Landel, H.; Shultz, B. The Potential Role of Public Gardens as Sentinels of Plant Invasion. *Biodivers. Conserv.* **2022**, *31*, 1829–1844. [\[CrossRef\]](#)
104. Lenda, M.; Skórka, P.; Knops, J.M.H.; Morof, D.; Tworek, S.; Woyciechowski, M. Plant Establishment and Invasions: An Increase in a Seed Disperser Combined with Land Abandonment Causes an Invasion of the Non-Native Walnut in Europe. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **2011**, *279*, 1491–1497. [\[CrossRef\]](#)
105. Mayer, K.; Haeuser, E.; Dawson, W.; Essl, F.; Kreft, H.; Pergl, J.; Pyšek, P.; Weigelt, P.; Winter, M.; Lenzner, B.; et al. Naturalization of Ornamental Plant Species in Public Green Spaces and Private Gardens. *Biol. Invasions* **2017**, *19*, 3613–3627. [\[CrossRef\]](#)
106. Smith, R.G.; Maxwell, B.D.; Menalled, F.D.; Rew, L.J. Lessons from Agriculture May Improve the Management of Invasive Plants in Wildland Systems. *Front. Ecol. Environ.* **2006**, *4*, 428–434. [\[CrossRef\]](#)
107. Bell, C.E.; Wilen, C.A.; Stanton, A.E. Invasive Plants of Horticultural Origin. *Hortscience* **2003**, *38*, 14–16. [\[CrossRef\]](#)
108. Gioria, M.; Le Roux, J.J.; Hirsch, H.; Moravcová, L.; Pyšek, P. Characteristics of the Soil Seed Bank of Invasive and Non-Invasive Plants in Their Native and Alien Distribution Range. *Biol. Invasions* **2019**, *21*, 2313–2332. [\[CrossRef\]](#)
109. Fontúrbel, F.E.; Candia, A.B.; Malebrán, J.; Salazar, D.A.; González-Browne, C.; Medel, R. Meta-Analysis of Anthropogenic Habitat Disturbance Effects on Animal-Mediated Seed Dispersal. *Glob. Change Biol.* **2015**, *21*, 3951–3960. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
110. Kowarik, I. On the Role of Alien Species in Urban Flora and Vegetation. In *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction between Humans and Nature*; Springer: Boston, MA, USA, 2008; pp. 321–338.
111. McKinney, M.L. Urbanization as a Major Cause of Biotic Homogenization. *Biol. Conserv.* **2006**, *127*, 247–260. [\[CrossRef\]](#)
112. Alberti, M.; Correa, C.; Marzluff, J.M.; Hendry, A.P.; Palkovacs, E.P.; Gotanda, K.M.; Hunt, V.M.; Apgar, T.M.; Zhou, Y. Global Urban Signatures of Phenotypic Change in Animal and Plant Populations. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **2017**, *114*, 8951–8956. [\[CrossRef\]](#) [\[PubMed\]](#)
113. Hobbs, R.J.; Higgs, E.; Hall, C.M.; Bridgewater, P.; Chapin, F.S.; Ellis, E.C.; Ewel, J.J.; Hallett, L.M.; Harris, J.; Hulvey, K.B.; et al. Managing the Whole Landscape: Historical, Hybrid, and Novel Ecosystems. *Front. Ecol. Environ.* **2014**, *12*, 557–564. [\[CrossRef\]](#)
114. Johnson, A.L.; Borowy, D.; Swan, C.M. Land Use History and Seed Dispersal Drive Divergent Plant Community Assembly Patterns in Urban Vacant Lots. *J. Appl. Ecol.* **2018**, *55*, 451–460. [\[CrossRef\]](#)
115. Gelmi-Candusso, T.A.; Hämäläinen, A.M. Seeds and the City: The Interdependence of Zoochory and Ecosystem Dynamics in Urban Environments. *Front. Ecol. Evol.* **2019**, *7*, 41. [\[CrossRef\]](#)
116. von der Lippe, M.; Bullock, J.M.; Kowarik, I.; Knopp, T.; Wichmann, M. Human-Mediated Dispersal of Seeds by the Airflow of Vehicles. *PLoS ONE* **2013**, *8*, e52733. [\[CrossRef\]](#)
117. von der Lippe, M.; Kowarik, I. Do Cities Export Biodiversity? Traffic as Dispersal Vector across Urban-Rural Gradients: Traffic as Dispersal Vector across Urban-Rural Gradients. *Divers. Distrib.* **2008**, *14*, 18–25. [\[CrossRef\]](#)
118. Tello-García, E.; Gamboa-Badilla, N.; Álvarez, E.; Fuentes, L.; Basnou, C.; Espelta, J.M.; Pino, J. Plant Species Surplus in Recent Peri-Urban Forests: The Role of Forest Connectivity, Species' Habitat Requirements and Dispersal Types. *Biodivers. Conserv.* **2021**, *30*, 365–384. [\[CrossRef\]](#)
119. Niu, H.; Rehling, F.; Chen, Z.; Yue, X.; Zhao, H.; Wang, X.; Zhang, H.; Schabo, D.G.; Farwig, N. Regeneration of Urban Forests as Influenced by Fragmentation, Seed Dispersal Mode and the Legacy Effect of Reforestation Interventions. *Landsc. Urban Plan.* **2023**, *233*, 104712. [\[CrossRef\]](#)
120. Bornkamm, R. Spontaneous Development of Urban Woody Vegetation on Differing Soils. *Flora-Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants* **2007**, *202*, 695–704. [\[CrossRef\]](#)
121. Riley, C.B.; Perry, K.I.; Ard, K.; Gardiner, M.M. Asset or Liability? Ecological and Sociological Tradeoffs of Urban Spontaneous Vegetation on Vacant Land in Shrinking Cities. *Sustainability* **2018**, *10*, 2139. [\[CrossRef\]](#)
122. Fischer, L.K.; von der Lippe, M.; Rillig, M.C.; Kowarik, I. Creating Novel Urban Grasslands by Reintroducing Native Species in Wasteland Vegetation. *Biol. Conserv.* **2013**, *159*, 119–126. [\[CrossRef\]](#)
123. Lonati, M.; Probo, M.; Gorlier, A.; Pittarello, M.; Scariot, V.; Lombardi, G.; Ravetto Enri, S. Plant Diversity and Grassland Naturalness of Differently Managed Urban Areas of Torino (NW Italy). *Acta Hort.* **2018**, *1215*, 247–254. [\[CrossRef\]](#)
124. Perotti, E.; Probo, M.; Pittarello, M.; Lonati, M.; Lombardi, G. A 5-Year Rotational Grazing Changes the Botanical Composition of Sub-Alpine and Alpine Grasslands. *Appl. Veg. Sci.* **2018**, *21*, 647–657. [\[CrossRef\]](#)

125. Lorenzo, P.; Pazos-Malvido, E.; Rubido-Bará, M.; Reigosa, M.J.; González, L. Invasion by the Leguminous Tree *Acacia Dealbata* (Mimosaceae) Reduces the Native Understorey Plant Species in Different Communities. *Aust. J. Bot.* **2012**, *60*, 669–675. [[CrossRef](#)]
126. Maurel, N.; Salmon, S.; Ponge, J.-F.; Machon, N.; Moret, J.; Muratet, A. Does the Invasive Species *Reynoutria Japonica* Have an Impact on Soil and Flora in Urban Wastelands? *Biol. Invasions* **2010**, *12*, 1709–1719. [[CrossRef](#)]
127. Weber, E.; Jakobs, G. Biological Flora of Central Europe: *Solidago gigantea* Aiton. *Flora-Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants* **2005**, *200*, 109–118. [[CrossRef](#)]
128. Lenda, M.; Witek, M.; Skórka, P.; Moroń, D.; Woyciechowski, M. Invasive Alien Plants Affect Grassland Ant Communities, Colony Size and Foraging Behaviour. *Biol. Invasions* **2013**, *15*, 2403–2414. [[CrossRef](#)]
129. Brown, B.J.; Mitchell, R.J.; Graham, S.A. Competition for Pollination Between an Invasive Species (Purple Loosestrife) and a Native Congener. *Ecology* **2002**, *83*, 2328–2336. [[CrossRef](#)]
130. Schuster, M.J.; Wragg, P.D.; Reich, P.B. Using Revegetation to Suppress Invasive Plants in Grasslands and Forests. *J. Appl. Ecol.* **2018**, *55*, 2362–2373. [[CrossRef](#)]
131. Shea, K.; Chesson, P. Community Ecology Theory as a Framework for Biological Invasions. *Trends Ecol. Evol.* **2002**, *17*, 170–176. [[CrossRef](#)]
132. Martinez, J.A.; Dornbush, M.E. Use of a Native Matrix Species to Facilitate Understorey Restoration in an Overbrowsed, Invaded Woodland. *Invasive Plant Sci. Manag.* **2013**, *6*, 219–230. [[CrossRef](#)]
133. Funk, J.L.; Cleland, E.E.; Suding, K.N.; Zavaleta, E.S. Restoration through Reassembly: Plant Traits and Invasion Resistance. *Trends Ecol. Evol.* **2008**, *23*, 695–703. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
134. Swanson, M.E.; Franklin, J.F.; Beschta, R.L.; Crisafulli, C.M.; DellaSala, D.A.; Hutto, R.L.; Lindenmayer, D.B.; Swanson, F.J. The Forgotten Stage of Forest Succession: Early-Successional Ecosystems on Forest Sites. *Front. Ecol. Environ.* **2011**, *9*, 117–125. [[CrossRef](#)]
135. Didham, R.K.; Tylianakis, J.M.; Hutchison, M.A.; Ewers, R.M.; Gemmill, N.J. Are Invasive Species the Drivers of Ecological Change? *Trends Ecol. Evol.* **2005**, *20*, 470–474. [[CrossRef](#)]
136. Dillon, W.W.; Lieurance, D.; Hiatt, D.T.; Clay, K.; Flory, S.L. Native and Invasive Woody Species Differentially Respond to Forest Edges and Forest Successional Age. *Forests* **2018**, *9*, 381. [[CrossRef](#)]
137. Flory, S.L.; Clay, K. Invasive Shrub Distribution Varies with Distance to Roads and Stand Age in Eastern Deciduous Forests in Indiana, USA. *Plant Ecol.* **2006**, *184*, 131–141. [[CrossRef](#)]
138. Trzeciak, M.; Sikorska, D. Application of UAV and Ground Measurements for Urban Vegetation Cooling Benefits Assessment, Wilanów Palace Case Study. *Sci. Rev. Eng. Environ. Sci. (SREES)* **2024**, *33*, 53–68. [[CrossRef](#)]
139. Dusza-Dobek, A. Badania geochemiczne gleb w wybranych parkach Warszawy. *Biul. Państwowego Inst. Geol.* **2012**, *450*, 35–46.
140. Gancarczyk-Gola, M.; Palowski, B.D. of E. Heavy Metals and Acidity of Surface Soil Horizons in Surroundings of Industrial Centers and in Non-Contaminated Regions. *Rocz. Glebozn.* **2005**, *56*, 59–66.
141. Belaire, J.A.; Whelan, C.J.; Minor, E.S. Having Our Yards and Sharing Them Too: The Collective Effects of Yards on Native Bird Species in an Urban Landscape. *Ecol. Appl.* **2014**, *24*, 2132–2143. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
142. Sushinsky, J.R.; Rhodes, J.R.; Possingham, H.P.; Gill, T.K.; Fuller, R.A. How Should We Grow Cities to Minimize Their Biodiversity Impacts? *Glob. Change Biol.* **2013**, *19*, 401–410. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
143. Rupperecht, C.D.D.; Byrne, J.A.; Ueda, H.; Lo, A.Y. 'It's Real, Not Fake like a Park': Residents' Perception and Use of Informal Urban Green-Space in Brisbane, Australia and Sapporo, Japan. *Landsc. Urban Plan.* **2015**, *143*, 205–218. [[CrossRef](#)]
144. Sikorska, D.; Sikorski, P.; Archiciński, P.; Chormański, J.; Hopkins, R.J. You Can't See the Woods for the Trees: Invasive *Acer Negundo* L. in Urban Riparian Forests Harms Biodiversity and Limits Recreation Activity. *Sustainability* **2019**, *11*, 5838. [[CrossRef](#)]
145. Lange-Kabitz, C.; Reich, M.; Zoch, A. Extensively Managed or Abandoned Urban Green Spaces and Their Habitat Potential for Butterflies. *Basic Appl. Ecol.* **2021**, *54*, 85–97. [[CrossRef](#)]
146. Doroski, D.A.; Felson, A.J.; Bradford, M.A.; Ashton, M.P.; Oldfield, E.E.; Hallett, R.A.; Kuebbing, S.E. Factors Driving Natural Regeneration beneath a Planted Urban Forest. *Urban For. Urban Green.* **2018**, *29*, 238–247. [[CrossRef](#)]
147. Silvertown, J.; Buesching, C.D.; Jacobson, S.K.; Rebelo, T. Citizen Science and Nature Conservation. In *Key Topics in Conservation Biology 2*; John Wiley & Sons, Ltd.: Hoboken, NJ, USA, 2013; pp. 127–142, ISBN 978-1-118-52017-8.
148. Turrini, T.; Knop, E. A Landscape Ecology Approach Identifies Important Drivers of Urban Biodiversity. *Glob. Change Biol.* **2015**, *21*, 1652–1667. [[CrossRef](#)]

Disclaimer/Publisher's Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.

8.5. Artykuł V

Archiciński, P., Sikorski, P., Hoppa, A., Hopkins, R. J., Vitasovic-Kosic, I. i Sikorska, D. (2024). Between paper and plan: contrasting data on urban habitats in literature with planning documents. *Miscellanea Geographica*, 28(3), 132-139. [DOI:10.2478/mgrsd-2023-0039](https://doi.org/10.2478/mgrsd-2023-0039),

Between paper and plan: contrasting data on urban habitats in literature with planning documents

Abstract

In this study, we evaluated the integration of urban habitat data in spatial development documents across Poland's 28 largest cities and assessed the implications for urban environmental management and biodiversity conservation. The detailed habitat maps identify critical areas for protection, enhancing ecosystem services, and supporting nature-based solutions that positively impact residents' health and social cohesion. A total of 372 sources were analyzed and 467 habitat types were identified primarily from phytosociological surveys. However, only 33.2% of these habitats have been included in urban planning documents, highlighting a substantial integration gap. Complete taxa lists and habitat maps covering the entire city area, suitable for biodiversity management needs, are rarely included in urban planning documents. The findings have underscored the need for detailed habitat mapping to improve urban environmental management, biodiversity conservation, and public health promotion.

Keywords

Urban habitat mapping • urban planning strategies • rare habitats • novel ecosystems

Piotr Archiciński¹, Piotr Sikorski²,
Adrian Hoppa³, Richard J. Hopkins⁴,
Ivana Vitasović-Kosić⁵,
Daria Sikorska⁶

¹Institute of Environmental Engineering, Warsaw University of Life Sciences—SGGW, Warsaw, Poland
e-mail: piotr_archicinski1@sggw.edu.pl

²Institute of Environmental Engineering, Warsaw University of Life Sciences—SGGW, Warsaw, Poland
e-mail: piotr_sikorski@sggw.edu.pl

³Institute of Environmental Engineering, Warsaw University of Life Sciences—SGGW, Warsaw, Poland
e-mail: adrian_hoppa@sggw.edu.pl

⁴Natural Resources Institute, University of Greenwich, London, UK
e-mail: r.j.hopkins@greenwich.ac.uk

⁵Faculty of Agriculture, University of Zagreb, Svetošimunska cesta 25, 10000 Zagreb, Croatia
e-mail: ivitasovic@agr.hr

⁶Institute of Environmental Engineering, Warsaw University of Life Sciences—SGGW, Warsaw, Poland
e-mail: daria_sikorska@sggw.edu.pl

Received: 17 April 2024

Accepted: 12 June 2024

Introduction

As integral components of urban ecosystems, urban green habitats play a crucial role in urban ecology by supporting diverse plant and animal communities that interact within their environments through the flow of energy and matter (Farinha-Marques et al. 2017; Niemelä 1999). Effective management and conservation strategies for urban ecosystems require detailed mapping and understanding of specific urban habitats. Such mapping has been performed in many cities worldwide and effectively integrated with spatial planning systems (Jalkanen et al. 2020; Mansuroglu et al. 2006; Nilon et al. 2017; Sukopp & Weiler 1988; Werner 1999; Zhao et al. 2022). Vegetation plays a fundamental role in habitat identification (Sukopp & Weiler 1988; Werner 1999). However, approaches to vegetation classification and delineation vary, taking into account natural aspects with different levels of detail (Mansuroglu et al. 2006; Zhao et al. 2022).

Initially, the aim of urban habitat mapping was to safeguard valuable natural areas and protect rare and endangered species (Werner 1999). This has evolved into an integral component of modern environmental management strategies, focusing on nature conservation, public health promotion, and addressing global environmental changes (Boehnke et al. 2022; Jalkanen et al. 2020). Habitats serve as units for planners to identify areas that provide ecosystem services (Ahern et al. 2014; Haase et al. 2014) and support nature-based solutions (Castellar et al. 2021). Green spaces

within urban areas can positively impact residents' physical and mental health, strengthen social bonds, and contribute to crime reduction (Barton & Pretty 2010; Bogar & Beyer 2016; Fuller et al. 2007). Strategies for enhancing the natural properties of green spaces include the restoration of specific areas with high biological diversity in residential areas (Karvonen & Yocom 2011; Qiu et al. 2010). Such approaches lead to residents having frequent contact with nature, which can engage people in conservation efforts, increase ecological awareness, and enhance the sense of belonging in their local area (Fuller et al. 2010).

Effective management of urban natural resources requires accurate recognition of habitats and their status in spatial development plans (Gaston et al. 2013; Pan et al. 2021). Substantial gaps in data collection and the limited use of the data in local plans often impede this process (Evans 2006; Evans 2004). To date, relatively few planners have access to sufficiently detailed and quantified data to meet their green planning needs (Chan et al. 2021). This lack of specific information can undermine the effectiveness of plans to protect local biodiversity (Nilon et al. 2017). Insufficiently detailed identification and habitat representation in urban plans can result in the destruction of valuable ecological areas despite legal protections. The main challenge of contemporary urban planning is navigating between growing demographic pressures and nature conservation. In recent decades, the ecosystem-based model has become an increasingly recognized approach

to urban planning, which can address environmental degradation and biodiversity loss (Bai 2018; Chan et al. 2021). Supported by years of scientific research, this strategy has demonstrated synergistic benefits for residents' health and quality of life, and for urban ecosystems (MacDougall et al. 2013; Turchin & Denkenberger 2018; Zywert 2017). Implementing such strategies is crucial in the context of climate change and efforts to protect urban biodiversity.

Poland's extensive history of urban vegetation studies (Chytrý et al. 2016; Sowa & Olaczek 1978) has provided a robust foundation for our research. This has ensured that the methods used have been grounded in complete local datasets using established practices. This rich background has allowed for an integrated analysis of urban habitats within densely populated regions. Using Poland as a case study, we aimed to evaluate the integration of urban habitat data in spatial development documents across Poland's 28 largest cities and assess implications for urban environmental management and biodiversity conservation. The specific goals are: 1) Analyze the incorporation of habitat data from scientific publications into urban planning documents; 2) Identify gaps between habitat information in scientific literature and urban planning documentation; 3) Highlight the importance of precise habitat mapping for effective urban environmental management, biodiversity conservation, public health, and sustainable development.

Study area

This study was conducted in Poland, focusing on the 28 largest cities, each with a population exceeding 100,000 (GUS 2022; Table 1). These cities were selected to ensure a complete understanding of urban habitats across diverse urban environments. The city boundaries were defined using official administrative borders (GUGiK 2024). Agglomerations such as the Tricity, comprising Gdańsk, Gdynia, and Sopot, and the Upper Silesian Urban Area, comprising cities such as Gliwice, Katowice, Zabrze, and others were aggregated according to the concept of spatial development policy of the country from 2001 (M.P. 2001 nr 26 poz. 432 n.d.).

Methods

In this study, we recorded habitats across 28 cities in Poland using literature review and spatial planning documents. For the purposes of this study, a habitat was defined as an area identified by the presence of representative vegetation (Sukopp & Weiler 1988) that has been described using phytosociological units at association rank. To identify and analyze habitats included in scientific publications and planning documents, we used the plant community system proposed by Matuszkiewicz (Matuszkiewicz 2017). This is a uniform system widely recognized and used in Poland. When reviewing sources, we also encountered newer phytosociological units belonging to the system proposed by the team from Poznań and Bydgoszcz (Ratyńska et al. 2010). These two systems are mutually compatible and were combined for the analysis. This has allowed for the comparison of habitat types across all surveyed areas. The analysis only included data from a given plant community, presented in line with one of the mentioned systems. Unstable communities were included as unidentified higher-order units. We recorded habitat types from the literature and planning documents and categorized them for each city and source type.

Data on habitats was obtained from publicly available sources, primarily scientific publications. Research articles were systematically searched in global article catalogues such as Elsevier, Springer, MDPI, and national databases, including platforms such as Biblioteka Nauki, Śląska Biblioteka Nauki, and RCIN. Key phrases such as "vegetation", "plant communities", "city name", "reserve and ecological area's name" in the

respective city, and "environmental impact assessment report" were used during the search. Content lists of Polish botanical journals, including *Monographiae Botanicae*, *Phytocoenosis*, *Acta Societas Botanicorum Poloniae*, and regionally-focused journals published by local research centres were analyzed. Vegetation types were catalogued from each publication. For the cities of Warsaw, Poznań, and Elbląg, although we retrieved information on vegetation locations, the lack of detailed location data necessitated verification in 2023 through field observations. In these cases, direct field observations were crucial to confirm habitat information when the literature provided unclear location details within the administrative boundaries.

From each source, we recorded the date of publication and the type of documentation: 1) phytosociological surveys, 2) delineations on vegetation maps, or 3) identifications in the form of textual mentions. We searched urban planning documents to obtain information about various habitat types. Data searches were conducted in the most current documents, such as "Environmental Impact Forecasts", "Environmental Protection Programmes", "Urban Adaptation Plans", "Eco-physiographic Studies", and "Studies on Conditions and Directions of Spatial Development" for the studied cities. Data comparisons of communities recorded in research articles and those contained in current planning documentation used only data from 1980 onwards. In the overall data characterization, we used all the available data.

Results

In the 278 research articles and 94 planning documents for 28 cities collected, data on 467 habitat types and 144 unspecified units, that is, higher-level units, omitted in the statistics were found.

Data on city habitats

The most extensive habitat datasets found in the literature are phytosociological surveys. Over the last 100 years, a total of 148 publications containing phytosociological surveys as a form of documentation on urban habitats have been recorded in the studied cities (Figure 1). The number of these publications steadily increased until the second decade of the 21st century, reaching a maximum of 50 publications per decade. However, in the subsequent decade, it declined to 36 publications. Another type of habitat data derived from textual sources totalled 93 publications. The number has been steadily increasing since the 1990s, reaching 44 publications in the 2020s. The least represented type of data on habitats is maps, with a total of 37 sources. However, their number has been growing since the 1980s, reaching 13 publications in the 2020s.

The number of habitats identified in individual cities varies considerably. The richest source is the Upper Silesian Urban Area, where 331 units were recorded. Meanwhile, the smallest is in Wałbrzych – 48 (Table 1). Among the cities distinguished by the highest number of identified habitats, in addition to the Upper Silesian Urban Area, are also Poznań and Warsaw. Here, 311 and 283 habitats were recorded, respectively. These values considerably exceed the average for all cities – 149.

Data on urban vegetation in cities versus data in planning documents

The number of habitats specified in the planning documentation of cities is considerably lower than the number of identified habitats from the literature searches (Table 1). On average, 33.2% of habitats identified in research articles appear in planning documentation. This proportion only exceeds 90% in two cities, namely, Koszalin and Rybnik. For four cities, that is, Bydgoszcz, Poznań, Szczecin, and Tarnów, no habitat was recorded in the planning documentation. For over half of the

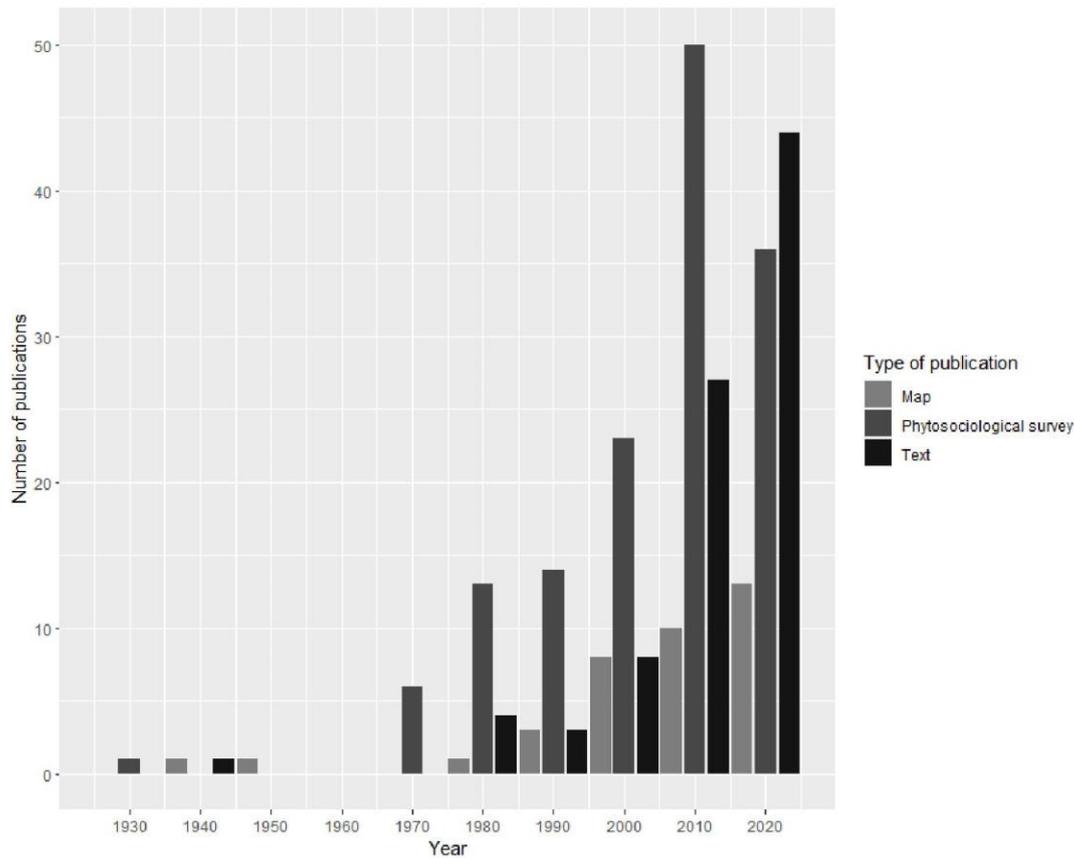


Figure 1. Number of publications containing data on urban habitats in respective years
Source: own elaboration

cities, the number of habitats recorded in planning documents is under half that of the number identified based on literature.

All the habitat types identified in the cities belong to 29 classes according to plant community system (Table 2). The most common habitat types were *Quercus-Fagetea* and *Molinio-Arrhenatheretea*, with each class containing 28 distinct habitats. These classes were also the most accurately represented in urban planning documents, with *Quercus-Fagetea* appearing in 78.5% and *Molinio-Arrhenatheretea* in 64.3% of cases (Table 2). Conversely, habitat types from the classes *Ammophilletea*, *Asteretea*, *Charetea*, and *Oxycocco-Sphagnettea* were absent from the planning documentation.

The most common group mentioned in planning documents is forest habitats (Figure 2). They best reflect the actual state of knowledge, representing 62.4% of the habitats identified in the literature. Meanwhile, the synanthropic habitat group is the least frequently documented in planning documents. It is also the least represented, accounting for only 28.4% compared to the state identified in the literature.

Discussion Between paper and plan

The amount of habitat data available in literature on Poland's largest cities has been steadily increasing since the early 20th century. In the last decade, there has been a slight decrease

in the proportion of phytosociological survey data. There has also been a slight increase in the proportion of maps. The most prominent increase has been observed in compilations, tables, and textual summaries. The number of cartographic and textual data is increasing the most rapidly. This is associated with the dissemination of conservation programmes based on formalized documentation and especially Natura 2000. Their introduction has resulted in the largest current database on nature across European countries (Mücher et al. 2009).

Studies containing phytosociological surveys typically focus on smaller parts of cities, often protected areas of less than a square kilometre. Their number increased until 2010, after which a decline occurred. It is challenging to definitively determine whether this is a lasting trend or a short term dip. Additionally, studies encompassing habitats throughout the city are extremely rare. This is due to the time-consuming nature and high cost of such studies (Jarvis & Young 2005). In Poland, there are relatively few examples of such studies, including Białystok, Kraków, and Warsaw (Sudnik-Wójcikowska 1987; Wołkowycki 2019; Zająć et al. 2006).

Habitat recognition in individual cities is uneven and any cities have limited documentation. The degree of habitat recognition in urban areas depends on the natural characteristics of each city and the focus and capabilities of local research institutions. The best-researched ones are those with higher education institutions and research institutes with a long tradition in phytosociology.

Table 1. List of studied cities with area, population and number of identified habitats in literature and planning documents

Lp	City	Area [km ²]	Population [thous.]	Number of types of habitats found in research articles	Number of types of habitats in plans	Percentage of habitats found in the literature and included in planning documents
1	Białystok	102,1	296,958	210	154	73,3
2	Bielsko Biąta	124,4	169,756	125	28	22,4
3	Bydgoszcz	176,0	344,091	214	0	0,0
4	Częstochowa	159,7	217,53	114	52	45,6
5	Elbląg	79,8	118,582	144	14	9,7
6	Gorzów Wielkopolski	85,7	122,589	82	14	17,1
7	Kielce	109,6	193,415	208	163	78,4
8	Upper Silesian Urban Area	1468,6	1487,792	331	119	36,0
9	Koszalin	98,3	106,235	145	144	99,3
10	Kraków	326,8	779,966	122	62	50,8
11	Lublin	147,5	338,586	215	51	23,7
12	Łódź	293,3	672,185	92	58	63,0
13	Olsztyn	88,3	171,249	118	12	10,2
14	Opole	149,0	127,839	71	40	56,3
15	Płock	88,0	118,268	76	7	9,2
16	Poznań	261,9	532,062	311	0	0,0
17	Radom	111,8	217,53	127	12	9,4
18	Rybnik	148,3	137,128	84	78	92,9
19	Rzeszów	126,6	197,863	132	44	33,3
20	Szczecin	300,6	398,255	172	0	0,0
21	Tarnów	72,4	107,498	108	0	0,0
22	Toruń	115,7	198,613	131	19	14,5
23	Tricity	418,4	751,06	137	47	34,3
24	Wałbrzych	84,7	109,971	48	29	60,4
25	Warszawa	517,2	1794,166	283	92	32,5
26	Włocławek	84,3	108,561	151	11	7,3
27	Wrocław	292,8	641,928	161	37	23,0
28	Zielona Góra	278,3	140,892	71	20	28,2
	Mean			149,0	47,0	33,2

Source: own elaboration

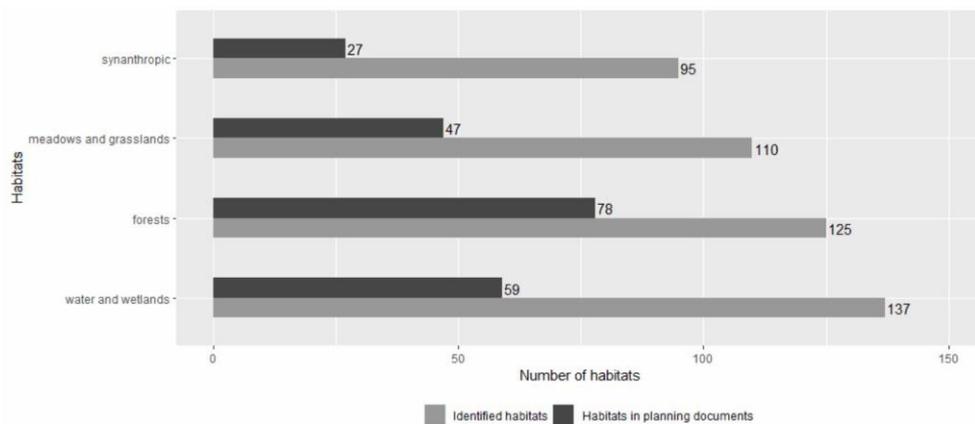


Figure 2. Habitat groups identified in the literature and included in planning documents, analyzing the period from 1980 to the present
Source: own elaboration

Table 2. Number of habitat types at the class level identified from research articles and included in planning documents

Habitat type (vegetation class)	Number of types of habitats found in the research articles	Number of types of habitats in plans	Percentage of habitats found in the literature and included in planning documents
<i>Agropyretea</i>	17	2	11,8
<i>Alnetea</i>	21	13	61,9
<i>Ammophilletea</i>	1	0	0,0
<i>Artemisietea</i>	28	11	39,3
<i>Asplenietea</i>	8	1	12,5
<i>Asteretea</i>	2	0	0,0
<i>Bidentea</i>	18	7	38,9
<i>Cakiletea maritimae</i>	1	1	100,0
<i>Charetea</i>	2	0	0,0
<i>Epilobietea</i>	24	6	25,0
<i>Festuco-Brometea</i>	18	8	44,4
<i>Isoeto-Nanojuncetea</i>	8	1	12,5
<i>Koeleria-Corynepherea</i>	24	10	41,7
<i>Lemnetea</i>	19	11	57,9
<i>Litoirelletea</i>	3	1	33,3
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>	28	18	64,3
<i>Montio-Cardaminetea</i>	5	1	20,0
<i>Nardo-Callunetea</i>	15	8	53,3
<i>Oxycocco-Sphagnetea</i>	9	0	0,0
<i>Phragmitetea</i>	27	15	55,6
<i>Potametea</i>	21	13	61,9
<i>Querceta robori-petraeae</i>	9	6	66,7
<i>Quercu-Fagetea</i>	28	22	78,6
<i>Rhamno-Prunetea</i>	20	7	35,0
<i>Salicetea purpureae</i>	22	14	63,6
<i>Scheuchzerio-Caricetea</i>	24	9	37,5
<i>Stellarietea</i>	26	8	30,8
<i>Trifolio-Geranietea</i>	14	2	14,3
<i>Vaccinio-Picetea</i>	25	16	64,0
Mean			38,8

Source: own elaboration

Cities such as Poznań, Warsaw, the Upper Silesian Urban Area, Białystok, Lublin, and Bydgoszcz stand out here (Table 1). For example, Warsaw benefits from comprehensive cartographic data, facilitating accurate habitat mapping. In contrast, Poznań has detailed information about specific habitats, offering in-depth insights into their ecology. This has highlighted how local research priorities and resources influence the quality and extent of habitat data available for urban planning and conservation.

Disproportionate habitat type recognition in planning documents

Our study has indicated that disparities are not only present between habitats identified in literature and those documented in planning documents. These disparities are also evident in the inclusion of different habitat groups in planning documentation, particularly for forest habitats. Their frequent inclusion in plans is because of their historical connection with the urban fabric (Forrest & Konijnendijk 2005). Due to urban development, forests and woodlands have often been transformed into parks or urban forests which have high cultural and historical importance for local communities (McBride 2017). Another factor is the role of forests in

maintaining biodiversity and protecting natural resources, making them key to city ecological sustainability. Spatial planning often prioritizes the protection and integration of forested areas into the urban fabric (Muller et al. 2010). Urban forests also perform essential ecosystem functions, such as air purification, microclimate regulation, and water retention, further enhancing their value in the eyes of urban planners (Nowak 2006). All these factors make forest habitats the most frequently documented and included in urban planning documents. This has highlighted their position in the context of city spatial management and nature conservation.

The underrepresentation of synanthropic habitats in planning documentation

Synanthropic habitats are one of the most transformed and degraded areas within city boundaries (Kowarik 2011; Manyani et al. 2021). They mainly contain plants that have adapted to unfavourable urban conditions. However, due to their frequent location in dense urban fabric, they can also become habitats for many invasive species (Aronson et al. 2017; Culley et al. 2022). This combination of native and invasive species can lead

to the formation of new, stable communities unknown to phytosociologists/botanists. These communities align with the concept of so-called novel ecosystems (Hobbs et al. 2013; Kowarik 2011). In urban areas, novel ecosystems can occupy up to half of the entire city, encompassing wastelands, city parks, and neighbourhood greenery (Kowarik 2011; Rupprecht & Byrne 2014).

Our study has shown that synanthropic habitats are the most overlooked group in planning documents. This is caused by several interconnected factors. For a long time, synanthropic city habitats were only of interest to a small group of researchers (Yeremenko 2019). Historically, these habitats were viewed as unstable and transitional, with the assumption that they would eventually develop to resemble natural habitats. The low recognition of these areas resulted in white spots on vegetation maps of cities. These habitats often occupy degraded, postindustrial areas, leading them to be treated not as suitable green spaces, but rather as vacant lots available for further urban development. This has resulted in a systematic overlooking of them as areas requiring recognition as green spaces, instead focusing planners on developing these areas. Moreover, there has been a longstanding belief that residents negatively assess these areas in terms of aesthetics and their usefulness as urban green spaces (Nassauer 1995).

Synanthropic habitats provide numerous ecosystem services in the urban fabric, such as air purification, water management or recreation, and their value is relatively high (Luo & Patuano 2023). Wastelands seem to be a crucial group of these ecosystems. Due to the almost total lack of human interference in these areas, vegetation undergoes natural succession processes (Bonhoux et al. 2014), where vegetation develops spontaneously (Schadek et al. 2009; Yuan et al. 2023). Therefore, a single area may exhibit high habitat diversity at different successional stages with different floristic compositions. Therefore, wastelands become specific urban biodiversity hotspots. Considering their high diversity value, it is disconcerting that they are so minimally considered in planning documents, especially in the face of trends such as resilience and sustainable cities. This is alarming, especially considering that, on average, they can comprise up to 15% of a city's total green space (Sikorska et al. 2020).

References

- Ahern, J, Cilliers, S & Niemelä, J 2014, 'The concept of ecosystem services in adaptive urban planning and design: A framework for supporting innovation', *Landscape and Urban Planning*, vol. 125, pp. 254–259.
- Aronson, MF, Lepczyk, CA, Evans, KL, Goddard, MA, Lerman, SB, MacIvor, JS, Nilon, CH, & Vargo, T 2017, 'Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management', *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 15, no. 4, pp. 189–196.
- Bai, X 2018, 'Advance the ecosystem approach in cities', *Nature*, vol. 559, no. 7712, pp. 7–8.
- Barton, J & Pretty, J 2010, 'What is the best dose of nature and green exercise for improving mental health? A multi-study analysis', *Environmental Science & Technology*, vol. 44, no. 10, pp. 3947–3955.
- Boehnke, D, Krehl, A, Mörmann, K, Volk, R, Lützkendorf, T, Naber, E, Becker, R & Norra, S 2022, 'Mapping urban green and its ecosystem services at microscale—A methodological approach for climate adaptation and biodiversity', *Sustainability*, vol. 14, no. 15.
- Bogar, S & Beyer, KM 2016, 'Green space, violence and crime: A systematic review', *Trauma, Violence & Abuse*, vol. 17, no. 2, pp. 160–171.
- Bonhoux, S, Brun, M, Di Pietro, F, Greulich, S & Bouché-Pillon, S 2014, 'How can wastelands promote biodiversity in cities? A review', *Landscape and Urban Planning*, vol. 132, pp. 79–88.
- Castellar, JA, Popartan, LA, Pueyo-Ros, J, Atanasova, N, Langergraber, G, Säumel, I, Corominas, L, Comas, J & Acuna, V 2021, 'Nature-based solutions in the urban context: Terminology, classification and scoring for urban challenges and ecosystem services', *Science of the Total Environment*, vol. 779.
- Chan, L, Hillel, O, Werner, P, Holman, N, Coetzee, I, Galt, R & Elmqvist, T 2021, *Handbook on the Singapore index on cities' biodiversity (also known as the city biodiversity index)*. Available from: <<https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/20220027068>>. [12 March 2024].
- Chytrý, M, Hennekens, SM, Jiménez-Alfaro, B, Knollová, I, Dengler, J, Jansen, F, Landucci, F, Schaminée, JHJ, Ačić, S, Agrillo, E, Ambarlı, D, Angelini, P, Apostolova, I, Attorre, F, Berg, C, Bergmeier, E, Biurrun, I, Botta-Dukát, Z, Brisse, H, Campos, JA, Carlón, L, Čarni, A, Casella, L, Csiky, J, Čušterevska, R, Dajić Stevanović, Z, Danihelka, J, De Bie, E, de Ruffray, P, De Sanctis, M, Dickoré, WB, Dimopoulos, P, Dubyna, D, Dziuba, T, Ejrnæs, R, Ermakov, N, Ewald,

Mapping habitats using remote sensing methods

There is a considerable need for a better understanding of the role of habitats in urban areas and their more precise identification in space (Table 1). With the increasing use of remote sensing in urban habitat mapping (Neyns & Canters 2022; Yan et al. 2018), the potential of such tools is growing. Remote sensing data are successfully used to assess habitat quality (Lakes & Kim 2012). Their usefulness can be high considering the high costs associated with habitat mapping using traditional methods. Along with geographic information systems, these technologies have provided new possibilities for accurate and rapid mapping. Further, the obtained data are more reliable and easier to update than paper records. Given that remote sensing is based on ground-validated data, there is a risk of omitting unknown data. Mapping techniques are often adapted to individual types of greenery (Neyns & Canters 2022). Therefore, it is essential to coordinate the collection of field data with remote sensing techniques to maximize the remote sensing accuracy (Chan et al. 2021).

Summary

- Complete lists and maps of habitats covering the entire city area and are suitable for biodiversity management needs. However, they are rarely included in urban planning documents.
- On average, urban planning documentation encompasses 38.8% of habitats recorded in literature.
- Forest habitats are the most well-identified, while non-forest synanthropic habitats are the least frequently identified.
- There is a strong need to enhance efforts in coordinating field data collection and using remote sensing techniques for urban habitat mapping.

ORCID

Piotr Archiciński  <https://orcid.org/0000-0002-9941-3248>

Piotr Sikorski  <https://0000-0002-5611-4731>

Adrian Hoppa  <https://0000-0003-0162-9102>

Richard Hopkins  <https://0000-0003-4935-5825>

Ivana Vitasović-Kosić  <https://0000-0001-9372-5892>

Daria Sikorska  <https://0000-0003-2906-7009>

- J, Fanelli, G, Fernández-González, F, FitzPatrick, Ú, Font, X, García-Mijangos, I, Gavilán, RG, Golub, V, Guarino, R, Haveman, R, Indreica, A, Işık Gürsoy, D, Jandt, U, Janssen, JAM, Jiroušek, M, Kaçki, Z, Kavgacı, A, Kleikamp, M, Kolomiychuk, V, Krstivojević Ćuk, M, Krstonošić, D, Kuzemko, A, Lenoir, J, Lysenko, T, Marcenò, C, Martynenko, V, Michalcová, D, Moeslund, JE, Onyshchenko, V, Pedashenko, H, Pérez-Haase, A, Peterka, T, Prokhorov, V, Rašomavičius, V, Rodríguez-Rojo, MP, Rodwell, JS, Rogova, T, Ruprecht, E, Růsina, S, Seidler, G, Šibík, J, Šilc, U, Škvorc, Ž, Sopotlieva, D, Stančić, Z, Svenning, J-C, Swacha, G, Tsiropidis, I, Turtureanu, PD, Uğurlu, E, Uogintas, D, Valachovič, M, Vashenyak, Y, Vassilev, K, Venanzoni, R, Virtanen, R, Weekes, L, Willner, W, Wohlgemuth, T & Yamalov, S 2016, 'European Vegetation Archive (EVA): an integrated database of European vegetation plots', *Applied Vegetation Science*, vol. 19, no. 1, pp. 173–180.
- Culley, TM, Dreisilker, K, Clair Ryan, M, Schuler, JA, Cavallin, N, Gettig, R, Havens, K, Landel, H & Shultz, B 2022, 'The potential role of public gardens as sentinels of plant invasion', *Biodiversity and Conservation*, vol. 31, no. 7, pp. 1829–1844.
- Evans, D 2006, 'The habitats of the European Union Habitats Directive', *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, vol. 106B, no. 3, pp. 167–173.
- Evans, J 2004, 'What is local about local environmental governance? Observations from the local biodiversity action planning process', *Area*, vol. 36, no. 3, pp. 270–279.
- Farinha-Marques, P, Fernandes, C, Guilherme, F, Lameiras, JM, Alves, P & Bunce, RGH 2017, 'Urban Habitats Biodiversity Assessment (UrHBA): a standardized procedure for recording biodiversity and its spatial distribution in urban environments', *Landscape Ecology*, vol. 32, no. 9, pp. 1753–1770.
- Forrest, M & Konijnendijk, C 2005, 'A history of urban forests and trees in Europe', in *Urban Forests and Trees*, eds C Konijnendijk, K Nilsson, T Randrup & J Schipperijn, pp.23–48. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg. Available from: <http://link.springer.com/10.1007/3-540-27684-X_3>. [25 May 2024].
- Fuller, RA, Irvine, KN, Devine-Wright, P, Warren, PH & Gaston, KJ 2007, 'Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity', *Biology Letters*, vol. 3, no. 4, pp. 390–394.
- Fuller, RA, Irvine, KN & Gaston, KJ 2010, 'Interactions between people and nature in urban environments', *Urban ecology*, pp. 134–171.
- Gaston, KJ, Ávila-Jiménez, ML & Edmondson, JL 2013, 'REVIEW: Managing urban ecosystems for goods and services', *Journal of Applied Ecology*, vol. 50, no. 4, pp. 830–840.
- GUGiK 2024, *Główny Urząd Geodezji i Kartografii*, [Head Office of Geodesy and Cartography]. Available from: <<https://www.gov.pl/web/gugik>>. [17 April 2024].
- GUS 2022, *Powierzchnia i ludność w przekroju terytorialnym w 2022 roku*, stat.gov.pl. Available from: <<https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/ludnosc/ludnosc/powierzchnia-i-ludnosc-w-przekroju-terytorialnym-w-2022-roku,7,19.html>>. [24 April 2023].
- Haase, D, Frantzeskaki, N & Elmqvist, T 2014, 'Ecosystem services in urban landscapes: Practical applications and governance implications', *AMBIO*, vol. 43, no. 4, pp. 407–412.
- Hobbs, RJ, Higgs, ES & Hall, CM (eds) 2013, *Novel ecosystems: Intervening in the new ecological world order*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK. Available from: <<http://doi.wiley.com/10.1002/9781118354186>>. [3 February 2022].
- Jalkanen, J, Vierikko, K, & Moilanen, A 2020, 'Spatial prioritization for urban Biodiversity Quality using biotope maps and expert opinion', *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 49, p. 126586.
- Jarvis, PJ & Young, C 2005, 'The mapping of urban habitat and its evaluation. A discussion paper prepared for the Urban Forum of the United Kingdom Man and the Biosphere Programme'.
- Karvonen, A & Yocom, K 2011, 'The civics of urban nature: Enacting hybrid landscapes', *Environment and Planning A: Economy and Space*, vol. 43, no. 6, pp. 1305–1322.
- Kowarik, I 2011, 'Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation', *Environmental Pollution*, vol. 159, no. 8–9, pp. 1974–1983.
- Lakes, T & Kim, H-O 2012, 'The urban environmental indicator "Biotope Area Ratio"—An enhanced approach to assess and manage the urban ecosystem services using high resolution remote-sensing', *Ecological Indicators*, vol. 13, no. 1, pp. 93–103.
- Luo, S & Patuano, A 2023, 'Multiple ecosystem services of informal green spaces: A literature review', *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 81.
- MacDougall, AS, McCann, KS, Gellner, G & Turkington, R 2013, 'Diversity loss with persistent human disturbance increases vulnerability to ecosystem collapse', *Nature*, vol. 494, no. 7435, pp. 86–89.
- Mansuroglu, S, Ortacesme, V, & Karaguzel, O 2006, 'Biotope mapping in an urban environment and its implications for urban management in Turkey', *Journal of Environmental Management*, vol. 81, no. 3, pp. 175–187.
- Manyani, A, Shackleton, CM & Cocks, ML 2021, 'Attitudes and preferences towards elements of formal and informal public green spaces in two South African towns', *Landscape and Urban Planning*, vol. 214.
- Matuszkiewicz, W 2017, *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- McBride, JR 2017, *The world's urban forests: History, composition, design, function and management*, Springer International Publishing, Cham. Available from: <<http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-52108-4>>. [25 May 2024].
- M.P. 2001 nr 26 poz. 432 n.d., *Koncepcja polityki przestrzennego zagospodarowania kraju z 2001 roku* [The concept of spatial development policy of the country from 2001].
- Mücher, CA, Hennekens, SM, Bunce, RGH, Schaminée, JHJ & Schaepman, ME 2009, 'Modelling the spatial distribution of Natura 2000 habitats across Europe', *Landscape and Urban Planning*, vol. 92, no. 2, pp. 148–159.
- Muller, N, Werner, P & Kelcey, JG 2010, *Urban Biodiversity and Design*, John Wiley & Sons.
- Nassauer, JI 1995, 'Messy ecosystems, orderly frames', *Landscape Journal*, vol. 14, no. 2, pp. 161–170.
- Neyns, R & Canters, F 2022, 'Mapping of urban vegetation with high-resolution remote sensing: A review', *Remote sensing*, vol. 14, no. 4.
- Niemelä, J 1999, 'Ecology and urban planning', *Biodiversity & Conservation*, vol. 8, no. 1, pp. 119–131.
- Nilon, CH, Aronson, MFJ, Cilliers, SS, Dobbs, C, Frazee, LJ, Goddard, MA, O'Neill, KM, Roberts, D, Stander, EK, Werner, P, Winter, M & Yocom, KP 2017, 'Planning for the future of urban biodiversity: A global review of city-scale initiatives', *BioScience*, vol. 67, no. 4, pp. 332–342.
- Nowak, DJ 2006, 'Institutionalizing urban forestry as a "biotechnology" to improve environmental quality', *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 5, no. 2, pp. 93–100.

- Pan, H, Page, J, Cong, C, Barthel, S & Kalantari, Z 2021, 'How ecosystems services drive urban growth: Integrating nature-based solutions', *Anthropocene*, vol. 35.
- Qiu, L, Gao, T, Gunnarsson, A, Hammer, M & von Bothmer, R 2010, 'A methodological study of biotope mapping in nature conservation', *Urban forestry & urban greening*, vol. 9, no. 2, pp. 161–166.
- Ratyńska, H, Wojterska, M, Brzeg, A, & Kołacz, M 2010, *Multimedialna encyklopedia zbiorowisk roślinnych Polski ver. 1.1*, Instytut Edukacyjnych Technologii Informatycznych.
- Rupprecht, CDD & Byrne, JA 2014, 'Informal urban greenspace: A typology and trilingual systematic review of its role for urban residents and trends in the literature', *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 13, no. 4, pp. 597–611.
- Schadek, U, Strauss, B, Biedermann, R & Kleyer, M 2009, 'Plant species richness, vegetation structure and soil resources of urban brownfield sites linked to successional age', *Urban Ecosystems*, vol. 12, no. 2, pp. 115–126.
- Sikorska, D, Łaszkiwicz, E, Krauze, K & Sikorski, P 2020, 'The role of informal green spaces in reducing inequalities in urban green space availability to children and seniors', *Environmental Science & Policy*, vol. 108, pp. 144–154.
- Sowa, R & Olaczek, R 1978, 'Stan badań szaty roślinnej miast Polski' ['Studies on vegetation in urban areas'], *Wiadomości Ekologiczne*, vol. 24, pp. 25–42.
- Sudnik-Wójcikowska, B 1987, 'Iva xanthiifolia Nutt. and its communities within Warsaw', *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, vol. 56, no. 1.
- Sukopp, H & Weiler, S 1988, 'Biotope mapping and nature conservation strategies in urban areas of the Federal Republic of Germany', *Landscape and urban planning*, vol. 15, no. 1–2, pp. 39–58.
- Turchin, A & Denkenberger, D 2018, 'Global catastrophic and existential risks communication scale', *Futures*, vol. 102, pp. 27–38.
- Werner, P 1999, 'Why biotope mapping in populated areas?', *Deinsea*, vol. 5, no. 1, pp. 9–26.
- Wołkowycki, D 2019, *Szata roślinna Białegostoku : różnorodność i ochrona*, Miasto Białystok. Available from: <<https://bazawiedzy.pb.edu.pl/info/book/BUTc168675ae1df44b090f96f9d17ac109b?ps=20&lang=en&title=&pn=1&id=70028>>. [30 March 2024].
- Yan, J, Zhou, W, Han, L & Qian, Y 2018, 'Mapping vegetation functional types in urban areas with WorldView-2 imagery: Integrating object-based classification with phenology', *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 31, pp. 230–240.
- Yeremenko, NS 2019, 'Ruderal vegetation in Kryvyi Rih (Ukraine). The class of Robinietaea', *Hacquetia*, vol. 18, no. 1.
- Yuan, X, Guo, Z, Wang, S, Zhao, L, Yuan, M, Gao, Y, Huang, L, Liu, C, & Duan, C 2023, 'Drivers and mechanisms of spontaneous plant community succession in abandoned PbZn mining areas in Yunnan, China', *Science of The Total Environment*, vol. 904.
- Zajac, M, Zajac, A & Zemanek, B 2006, *Flora Cracoviensis Secunda (Atlas)*, Pracownia Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego.
- Zhao, C, Yang, Y-Q & Hu, Y-D 2022, 'Methodology, assessment and application of biotope mapping for urban parks in China: A case study on Riverside Park, Yichang', *Frontiers in Environmental Science*, vol. 10.
- Zywert, K 2017, 'Human health and social-ecological systems change: Rethinking health in the Anthropocene', *The Anthropocene Review*, vol. 4, no. 3, pp. 216–238.

9. Oświadczenia współautorów

Warszawa, 15.10.2025

Piotr Archiciński

piotr_archicinski@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Inżynieria
Środowiska, Górnictwo i
Energetyka**

**Szkoły Głównej
Gospodarstwa Wiejskiego w
Warszawie**

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy:

da Silva, A. R., Demarchi, L., Sikorska, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Józwiak, J., & Chormański, J. (2022). Multi-source remote sensing recognition of plant communities at the reach scale of the Vistula River, Poland. *Ecological Indicators*, 142, 109160. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109160> mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na: badania.

Mielczarek, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Ciężkowski, W., Zaniewska, E., & Chormański, J. (2022). The use of an airborne laser scanner for rapid identification of invasive tree species *Acer negundo* in riparian forests. *Remote Sensing*, 15(1), 212. <https://doi.org/10.3390/rs15010212> mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na: zasoby.

Archiciński, P., Sikorski, P., Sikorska, D., & Przybysz, A. (2021). Roślinność wieloletnich nieużytków miejskich—systematyka zbiorowisk, ich struktura i pełnione usługi ekosystemowe= Vegetation of perennial urban wastelands—syntaxonomy, structure and ecosystem services. *Przegląd Geograficzny*, 93(3), 341-363. <https://doi.org/10.7163/PrzG.2021.3.2> mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na: koncepcja, metodologia, badania, zasoby, opracowanie danych i analiza, pisanie, korekta, wizualizacja.

Archiciński, P., Przybysz, A., Sikorska, D., Wińska-Krysiak, M., Da Silva, A. R., & Sikorski, P. (2024). Conservation Management Practices for Biodiversity Preservation in Urban Informal Green Spaces: Lessons from Central European City. *Land*, 13(6), 764. <https://doi.org/10.3390/land13060764> mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na: koncepcja, metodologia, badania, analiza formalna, obróbka danych, pisanie, korekta, wizualizacja.

Archiciński, P., Sikorski, P., Hoppa, A., Hopkins, R. J., Vitasović Kosić, I., Sikorska, D. (2024). Between paper and plan: contrasting data on urban habitats in literature with planning documents. *Miscellanea Geographica. Regional Studies on Development*, 28(3), 132-139. <https://doi.org/10.2478/mgrsd-2023-0039> mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na: koncepcja, metodologia, badania, analiza formalna, obróbka danych, pisanie, korekta, wizualizacja

Podpis

A handwritten signature in black ink, reading "Piotr Archiciński", with a checkmark at the end of the name.

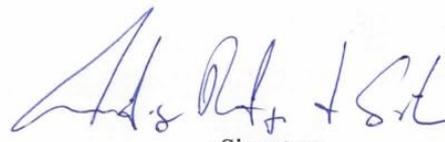
Urutaí, Goiás, Brazil, February 11th, 2025

Anderson Rodrigo da Silva
anderson.silva@ifgoiano.edu.br

**Institute of Environmental
Engineering, Mining, and Energy,
Discipline Council
of the Warsaw University of Life
Sciences**

Co-authorship statement

I hereby represent that in the publication da Silva, A. R., Demarchi, L., Sikorska, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Józwiak, J., & Chormański, J. (2022). Multi-source remote sensing recognition of plant communities at the reach scale of the Vistula River, Poland. *Ecological Indicators*, 142, 109160. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109160> my individual contribution in the development thereof involved: conceptualization, methodology, writing – original draft



Signature

Warszawa, 08.07.2025

Daria Sikorska

daria_sikorska@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Inżynieria
Środowiska, Górnictwo i Energetyka
Szkoły Głównej Gospodarstwa
Wiejskiego w Warszawie**

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy da Silva, A. R., Demarchi, L., Sikorska, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Józwiak, J., & Chormański, J. (2022). Multi-source remote sensing recognition of plant communities at the reach scale of the Vistula River, Poland. *Ecological Indicators*, 142, 109160. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109160> mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na: badania, recenzja i edycja.



Podpis

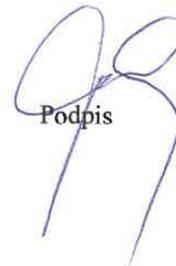
Warszawa, 06.03.2025

Jarosław Chormański
jaroslaw_chormanski@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Inżynieria
Środowiska, Górnictwo i Energetyka
Szkoły Głównej Gospodarstwa
Wiejskiego w Warszawie**

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy da Silva, A. R., Demarchi, L., Sikorska, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Józwiak, J., & Chormański, J. (2022). Multi-source remote sensing recognition of plant communities at the reach scale of the Vistula River, Poland. *Ecological Indicators*, 142, 109160. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109160> mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na: konceptualizacja, nadzór.


Podpis

Warszawa, 08.07.2025

Piotr Sikorski

piotr_sikorski@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Inżynieria
Środowiska, Górnictwo i Energetyka
Szkoły Głównej Gospodarstwa
Wiejskiego w Warszawie**

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy da Silva, A. R., Demarchi, L., Sikorska, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Józwiak, J., & Chormański, J. (2022). Multi-source remote sensing recognition of plant communities at the reach scale of the Vistula River, Poland. *Ecological Indicators*, 142, 109160. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109160> mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na: badania, recenzja i edycja.

Podpis



Warszawa, 06.03.2025

Ewa Zaniewska
zaniewska.ewka@gmail.com

**Rada Dyscypliny Inżynieria
Środowiska, Górnictwo i Energetyka
Szkoły Głównej Gospodarstwa
Wiejskiego w Warszawie**

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy Mielczarek, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Ciężkowski, W., Zaniewska, E., & Chormański, J. (2022). The use of an airborne laser scanner for rapid identification of invasive tree species *Acer negundo* in riparian forests. *Remote Sensing*, 15(1), 212. <https://doi.org/10.3390/rs15010212> mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na: pozyskanie danych



Podpis

Warszawa, 11.02.2025

Wojciech Ciężkowski
wojciech_ciezkowski@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Inżynieria
Środowiska, Górnictwo i Energetyka
Szkoły Głównej Gospodarstwa
Wiejskiego w Warszawie**

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy Mielczarek, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Ciężkowski, W., Zaniewska, E., & Chormański, J. (2022). The use of an airborne laser scanner for rapid identification of invasive tree species *Acer negundo* in riparian forests. *Remote Sensing*, 15(1), 212. <https://doi.org/10.3390/rs15010212> mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na: walidacja, recenzja i edycja, wizualizacja.



Podpis

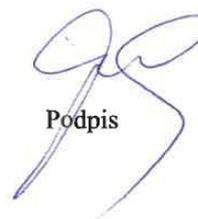
Warszawa, 06.03.2025

Jarosław Chormański
jaroslaw_chormanski@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Inżynieria
Środowiska, Górnictwo i Energetyka
Szkoły Głównej Gospodarstwa
Wiejskiego w Warszawie**

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy Mielczarek, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Ciężkowski, W., Zaniewska, E., & Chormański, J. (2022). The use of an airborne laser scanner for rapid identification of invasive tree species *Acer negundo* in riparian forests. *Remote Sensing*, 15(1), 212. <https://doi.org/10.3390/rs15010212> mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na: konceptualizacja, metodologia, pisanie, recenzja i edycja, nadzór, pozyskiwanie funduszy.



Podpis

Warszawa, 08.07.2025

Piotr Sikorski

piotr_sikorski@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Inżynieria
Środowiska, Górnictwo i Energetyka
Szkoły Głównej Gospodarstwa
Wiejskiego w Warszawie**

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy Mielczarek, D., Sikorski, P., Archiciński, P., Ciężkowski, W., Zaniwska, E., & Chormański, J. (2022). The use of an airborne laser scanner for rapid identification of invasive tree species *Acer negundo* in riparian forests. *Remote Sensing*, 15(1), 212. <https://doi.org/10.3390/rs15010212> mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na: konceptualizacja, metodologia, zasoby, pisanie.

Podpis



[Miejscowość], [data]

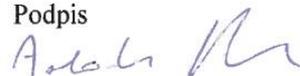
Arkadiusz Przybysz
arkadiusz_przybysz@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Inżynieria
Środowiska, Górnictwo i Energetyka
Szkoły Głównej Gospodarstwa
Wiejskiego w Warszawie**

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy Archiciński, P., Sikorski, P., Sikorska, D., & Przybysz, A. (2021). Roślinność wieloletnich nieużytków miejskich—systematyka zbiorowisk, ich struktura i pełnione usługi ekosystemowe= Vegetation of perennial urban wastelands—syntaxonomy, structure and ecosystem services. *Przegląd Geograficzny*, 93(3), 341-363. <https://doi.org/10.7163/PrzG.2021.3.2> mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na: metodologia, badania, zasoby.

Podpis



Warszawa, 08.07.2025

Daria Sikorska

daria_sikorska@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Inżynieria
Środowiska, Górnictwo i Energetyka
Szkoły Głównej Gospodarstwa
Wiejskiego w Warszawie**

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy Archiciński, P., Sikorski, P., Sikorska, D., & Przybysz, A. (2021). Roślinność wieloletnich nieużytków miejskich—systematyka zbiorowisk, ich struktura i pełnione usługi ekosystemowe= Vegetation of perennial urban wastelands—syntaxonomy, structure and ecosystem services. *Przegląd Geograficzny*, 93(3), 341-363. <https://doi.org/10.7163/PrzG.2021.3.2> mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na: metodologia, recenzja i edycja.



Podpis

Warszawa, 08.07.2025

Piotr Sikorski

piotr_sikorski@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Inżynieria
Środowiska, Górnictwo i Energetyka
Szkoły Głównej Gospodarstwa
Wiejskiego w Warszawie**

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy Archiciński, P., Sikorski, P., Sikorska, D., & Przybysz, A. (2021). Roślinność wieloletnich nieużytków miejskich–systematyka zbiorowisk, ich struktura i pełnione usługi ekosystemowe= Vegetation of perennial urban wastelands–syntaxonomy, structure and ecosystem services. *Przegląd Geograficzny*, 93(3), 341-363. <https://doi.org/10.7163/PrzG.2021.3.2> mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na: metodologia, badania, zasoby, pisanie, recenzja i edycja, pozyskanie funduszy, nadzór.

Podpis



Urutaí, Goiás, Brazil, February 11th, 2025

Anderson Rodrigo da Silva
anderson.silva@ifgoiano.edu.br

**Institute of Environmental
Engineering, Mining, and Energy,
Discipline Council
of the Warsaw University of Life
Sciences**

Co-authorship statement

I hereby represent that in the publication Archiciński, P., Przybysz, A., Sikorska, D., Wińska-Krysiak, M., Da Silva, A. R., & Sikorski, P. (2024). Conservation Management Practices for Biodiversity Preservation in Urban Informal Green Spaces: Lessons from Central European City. *Land*, 13(6), 764. <https://doi.org/10.3390/land13060764> my individual contribution in the development thereof involved: methodology, formal analysis



Signature

[Miejscowość], [data]

Arkadiusz Przybysz
arkadiusz_przybysz@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Inżynieria
Środowiska, Górnictwo i Energetyka
Szkoły Głównej Gospodarstwa
Wiejskiego w Warszawie**

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy Archiciński, P., Przybysz, A., Sikorska, D., Wińska-Krysiak, M., Da Silva, A. R., & Sikorski, P. (2024). Conservation Management Practices for Biodiversity Preservation in Urban Informal Green Spaces: Lessons from Central European City. *Land*, 13(6), 764. <https://doi.org/10.3390/land13060764> mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na: metodologia, badania.

Podpis



Warszawa, 08.07.2025

Daria Sikorska

daria_sikorska@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Inżynieria
Środowiska, Górnictwo i Energetyka
Szkoły Głównej Gospodarstwa
Wiejskiego w Warszawie**

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy Archiciński, P., Przybysz, A., Sikorska, D., Wińska-Krysiak, M., Da Silva, A. R., & Sikorski, P. (2024). Conservation Management Practices for Biodiversity Preservation in Urban Informal Green Spaces: Lessons from Central European City. *Land*, 13(6), 764. <https://doi.org/10.3390/land13060764> mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na: konceptualizacja, metodologia, analiza, pisanie, recenzja i edycja.



Podpis

Warszawa, 08.07.2025

Piotr Sikorski

piotr_sikorski@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Inżynieria
Środowiska, Górnictwo i Energetyka
Szkoły Głównej Gospodarstwa
Wiejskiego w Warszawie**

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy Archiciński, P., Przybysz, A., Sikorska, D., Wińska-Krysiak, M., Da Silva, A. R., & Sikorski, P. (2024). Conservation Management Practices for Biodiversity Preservation in Urban Informal Green Spaces: Lessons from Central European City. *Land*, 13(6), 764. <https://doi.org/10.3390/land13060764> mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na: konceptualizacja, metodologia, badania, recenzja i edycja, nadzór.

Podpis



[Miejscowość], [data]

Adrian Hoppa
adrian_hoppa@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Inżynieria
Środowiska, Górnictwo i Energetyka**

**Szkoły Głównej Gospodarstwa
Wiejskiego w Warszawie**

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy Archicinski, P., Sikorski, P., Hoppa, A., Hopkins, R. J., Vitasovic-Kosic, I., & Sikorska, D. (2024). Between paper and plan: contrasting data on urban habitats in literature with planning documents. *Miscellanea Geographica. Regional Studies on Development*, 28(3), 132-139. <https://doi.org/10.2478/mgrsd-2023-0039> mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na: pozyskanie danych



Podpis

Warszawa, 08.07.2025

Piotr Sikorski

piotr_sikorski@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Inżynieria
Środowiska, Górnictwo i Energetyka**

**Szkoły Głównej Gospodarstwa
Wiejskiego w Warszawie**

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy Archicinski, P., Sikorski, P., Hoppa, A., Hopkins, R. J., Vitasovic-Kosic, I., & Sikorska, D. (2024). Between paper and plan: contrasting data on urban habitats in literature with planning documents. *Miscellanea Geographica.. Regional Studies on Development*, 28(3), 132-139. <https://doi.org/10.2478/mgrsd-2023-0039> mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na: konceptualizacja, metodologia, badania, pisanie, recenzja i edycja.

Podpis



Uppsala, 27th March 2025

Professor Richard J. Hopkins

Formerly: r.j.hopkins@greenwich.ac.uk

Currently: richardjameshopkins1967@gmail.com

**Institute of Environmental
Engineering, Mining, and Energy,
Discipline Council
of the Warsaw University of Life
Sciences**

Co-authorship statement

I hereby represent that in the publication Archicinski, P., Sikorski, P., Hoppa, A., Hopkins, R. J., Vitasovic-Kosic, I., & Sikorska, D. (2024). Between paper and plan: contrasting data on urban habitats in literature with planning documents. *Miscellanea Geographica. Regional Studies on Development*, 28(3), 132-139. <https://doi.org/10.2478/mgrsd-2023-0039> my individual contribution in the development thereof involved: writing – review and editing.

A handwritten signature in blue ink that reads "Richard Hopkins". The signature is written in a cursive style with a horizontal line at the end.

Signature

Warszawa, 08.07.2025

Daria Sikorska

daria_sikorska@sggw.edu.pl

**Rada Dyscypliny Inżynieria
Środowiska, Górnictwo i Energetyka**

**Szkoły Głównej Gospodarstwa
Wiejskiego w Warszawie**

Oświadczenie o współautorstwie

Niniejszym oświadczam, że w pracy Archicinski, P., Sikorski, P., Hoppa, A., Hopkins, R. J., Vitasovic-Kosic, I., & Sikorska, D. (2024). Between paper and plan: contrasting data on urban habitats in literature with planning documents. *Miscellanea Geographica.. Regional Studies on Development*, 28(3), 132-139. <https://doi.org/10.2478/mgrsd-2023-0039> mój indywidualny udział w jej powstaniu polegał na: metodologia, recenzja i edycja, nadzór.



Podpis