

## ENZYMATIC INDICATORS OF ANTHROPOGENIC TRANSFORMATION OF SOILS IN SUBURBAN AREAS

### Summary

Soils for comparative study were collected from 12 parks located in suburban zones and city centres, in areas of similar physiographic conditions but directly exposed to anthropogenic contamination. The research was conducted within the administrative boundaries of the following localities: Kraków, Lublin, Miasteczko Śląskie, Szczecin, Zabrze and Zamość. Levels of enzymatic activity in the studied soils varied widely, clearly depending on their location, though. The activity of dehydrogenases, acid phosphatase, alkaline phosphatase, urease and protease was several times higher in the soils taken from the outskirts as compared to those from city centres, which shows differentiation between ecological systems in both city zones. The results of this study may be helpful in selecting indicators used for quick assessment of the state of soil environment in urban areas.

**Key words:** soil; urbanized areas; park gardens; enzymes; indicators; field experimentation; Poland

## ENZYMATYCZNE WSKAŹNIKI PRZEOBRAŹEŃ GLEB NA TERENACH ZURBANIZOWANYCH

### Streszczenie

Badaniami objęto gleby 12 ogrodów parkowych usytuowanych w strefie podmiejskiej oraz w centrach miast, na terenach o podobnych warunkach fizjograficznych, lecz będących pod bezpośrednią presją skażeń antropogenicznych. Prace badawcze prowadzono w granicach administracyjnych następujących miast: Kraków, Lublin, Miasteczko Śląskie, Szczecin, Zabrze, Zamość. Poziom aktywności enzymatycznej badanych gleb wahał się w szerokich granicach, jednak wyraźnie zależał od ich lokalizacji. Aktywność dehydrogenaz, fosfatazy kwaśnej, fosfatazy alkalicznej, ureazy i proteazy była kilkakrotnie większa w glebach położonych na przedmieściach niż w centrach miast, co świadczy o zróżnicowaniu układów ekologicznych na terenach zurbanizowanych w części centralnej i peryferyjnej. Uzyskane wyniki mogą być pomocne w doborze wskaźników do szybkiej oceny stanu środowiska glebowego na terenach zurbanizowanych.

**Słowa kluczowe:** gleby; tereny zurbanizowane; ogrody parkowe; enzymy; wskaźniki; badania polowe; Polska

### 1. Wstęp

Ochrona i stały monitoring gleb miejskich, szczególnie w obrębie ogrodów parkowych wiąże się z szeroko rozumianą przyrodniczą rewitalizacją miast, której nadrzędnym celem, realizowanym w ramach strategii zrównoważonego rozwoju, jest poprawa warunków ekologicznych życia, m.in. poprzez kształtowanie korzystnych warunków bioklimatycznych [27]. Od jakości tych gleb bezpośrednio zależy różnorodność biologiczna krajobrazu miejskiego, a także warunki zdrowotne populacji [33].

Aktywność enzymów w glebach odzwierciedla antropogeniczne zmiany w środowisku wywołane przez czynniki stresogenne, a także poziom zanieczyszczenia środowiska, który zagraża organizmom żywym [6]. Negatywny wpływ urbanizacji na właściwości fizyczne i chemiczne gleb poznano dość dobrze [12, 13]. W znacznie mniejszym stopniu badano aktywność enzymatyczną gleb na terenach zurbanizowanych [4, 7].

Celem pracy było zbadanie wpływu czynników urbanistycznych na kształtowanie się aktywności enzymatycznej gleb w obrębie wybranych ogrodów parkowych usytuowanych w strefie podmiejskiej oraz w centrach miast, na terenach o podobnych warunkach fizjograficznych, lecz nie poddanych bezpośrednio oddziaływaniu czynnika antropogenicznego. Prace badawcze prowadzono w okresie 3 kolejnych lat (2010-2012).

### 2. Materiał i metody

Badaniami objęto gleby 12 ogrodów parkowych zlokalizowanych w strefie śródmiejskiej, na terenach będących pod presją skażeń antropogenicznych oraz na obszarach peryferyjnych miast, o podobnych warunkach fizjograficznych, lecz nie poddanych bezpośrednio oddziaływaniu czynnika antropogenicznego:

- potencjalnie wysokie zagrożenie skażeniem antropogenicznym – Kraków 1, Lublin 1, Miasteczko Śląskie 1, Szczecin 1, Zabrze 1, Zamość 1;
- potencjalnie niski poziom skażenia antropogenicznego (ogrody usytuowane na peryferiach miast) – Kraków 2, Miasteczko Śląskie 2, Lublin 2, Szczecin 2, Zabrze 2, Zamość 2.

Na terenie każdego z 12 wytypowanych ogrodów parkowych wybrano po jednej reprezentatywnej powierzchni, w obrębie dużych trawników usytuowanych w centralnej części badanych parków. Analizowana próbka glebowa była średnią z 5 próbek pobranych z każdej powierzchni.

Zgodnie z koncepcją klasyfikacji gleb miejskich wg Greinerta [18] gleby badanych ogrodów parkowych zaliczyć można do następujących jednostek hierarchicznych systematyki gleb: dział – gleby antropogeniczne, rząd – gleby kulturoziemne, typ – hortisole.

Próbki glebowe do analiz laboratoryjnych z wybranych powierzchni pobierano w latach 2010-2012, w maju każdego

roku, z poziomu próchnicznego. W próbkach glebowych oznaczono aktywność 5 enzymów: dehydrogenaz [36], fosfatazy kwaśnej i fosfatazy alkalicznej [35], ureazy [37] oraz proteazy [22] oraz szerokie spektrum właściwości chemicznych gleb. Badania te realizowano w ramach projektu badawczego nr N N305 214037 finansowanego ze środków MNiSW.

W niniejszej pracy przedstawiono wyniki trzyletnich badań obejmujące aktywność enzymatyczną oraz podstawowe właściwości chemiczne badanych gleb miejskich: pH w 1 mol KCl-dm<sup>-3</sup> oraz zawartość węgla organicznego ogółem – metodą Tiurina w modyfikacji Simakowa i azotu ogółem metodą Kjeldahla (z wyczeniem stosunku C:N). Oznaczenia chemiczne wykonano według metodyki przyjętej w opracowaniach gleboznawczych [24].

Wszystkie oznaczenia wykonywano w trzech powtórzeniach. Wyniki opracowano statystycznie posługując się programem Statistica 6.0 PL.

### 3. Wyniki i dyskusja

Gleby parków usytuowanych w strefach śródmiejskich charakteryzowały się wysokimi wartościami pH (pH<sub>KCl</sub>: 6,9-7,5) – tab. 1. Alkaliczność gleb w centrach miast związana jest z opadem pyłów alkalicznych, stosowaniem środków do odśnieżania ulic, a także z obecnością węglanu wapnia pochodzenia antropogenicznego, który został wprowadzony do gleb wraz z gruzem budowlanym zawierającym okrusz zaprawy piaszczysto-wapiennej [11, 15, 17, 34]. Obecność gruzu budowlanego w glebach miejskich powoduje ich wzbogacenie w tzw. węglan wtórny [17]. Natomiast gleby z parków na peryferiach miast miały odczyn lekko kwaśny: pH<sub>KCl</sub> 6,2-6,5 (tab. 1). W licznych badaniach [8, 11, 17, 19] stwierdzono, że gleby centralnych dzielnic miast polskich wykazują odczyn od obojętnego do zasadowego, a gleby występujące na ich obrzeżach odczyn lekko kwaśny i kwaśny.

Wraz z upływem lat badań zaobserwowano tendencję do wzrostu wartości pH, zarówno w przypadku gleb pochodzących z parków usytuowanych w śródmieściu, jak i na peryferiach miast (w granicach 0,1-0,3 jednostki w 1 mol KCl-dm<sup>-3</sup>)

– tab. 1. Świadczy to o wzrastającej presji antropogenicznej na terenach zurbanizowanych.

Lokalizacja ogrodów parkowych miała istotny wpływ na zawartość węgla organicznego i azotu ogółem w badanych glebach (tab. 1). Zasoby C<sub>org.</sub> w glebach stref śródmiejskich były większe niż w glebach na peryferiach miast. Przeciwnie tendencje stwierdzono w przypadku zawartości N<sub>og.</sub> (tab. 1). Najwięcej C<sub>org.</sub> (68,87-69,33 g·kg<sup>-1</sup>) stwierdzono w glebie parku położonego w centrum Miasteczka Śląskiego, a najmniej (12,62-12,98 g·kg<sup>-1</sup>) w glebie pochodzącej z obrzeży Lublina. Czynnikiem modyfikującym zawartość C<sub>org.</sub>, oprócz intensywnego nawożenia ogrodów parkowych kompostami czy torfem [23], mogła być ilość tego składnika docierająca wraz z opadem suchym i mokrym do gleb położonych bliżej zakładów przemysłowych i ruchliwych ulic [18, 21]. Oddziaływanie komunikacji samochodowej związane jest między innymi z zanieczyszczeniem środowiska glebowego pyłami czerni węglowej powstającej ze ścierania opon samochodowych, wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi (WWA), a także cząstkami asfaltu [10].

W glebach parków położonych w strefie śródmiejskiej, w efekcie zwiększonego dopływu do środowiska glebowego C pochodzenia antropogenicznego, wartości stosunku C:N były znacząco szersze niż w glebach na peryferiach miast (tab. 3). Stosunek C:N w glebach śródmiejskich kształtował się od 11,8-12,6 (Zamość 1) do 16,2-16,8 (Zabrze 1), a w glebach położonych na peryferiach miast w granicach 8,1-8,5 (Zamość 2) do 11,8-12,3 (Miasteczko Śląskie 2). W poziomie próchnicznym gleb uprawnych zawartość węgla jest z reguły 10-krotnie większa niż azotu (C:N = 10), a w glebach bardzo czynnych biologicznie wartość stosunku C:N jest bliska 8:1. Według Siuty [30] wartości stosunku C:N kształtujące się w zakresie 8:1 – 10:1 oznaczają glebę czystą, z przedziału 10:1 – 17:1 glebę słabo zdegradowaną, 17:1 – 30:1 glebę średnio zdegradowaną, 30:1 – 45:1 glebę w dużym stopniu zdegradowaną, a wartości większe niż 45 glebę silnie zdegradowaną.

Tab. 1. Niektóre właściwości chemiczne badanych gleb  
Table 1. Some chemical properties of investigated soils

Miejscowość City	Lata/ Years	pH		C		N		C:N	
		KCl		g·kg <sup>-1</sup>					
		1	2	1	2	1	2	1	2
Kraków	2010	7,0	6,1	22,21	16,72	1,56	1,73	14,2	9,6
	2011	7,1	6,3	23,08	16,30	1,62	1,68	14,2	9,7
	2012	7,3	6,4	22,49	17,21	1,59	1,80	14,1	9,5
Lublin	2010	7,0	6,3	17,36	12,89	1,21	1,38	14,3	9,3
	2011	7,2	6,4	17,55	12,98	1,18	1,44	14,5	9,0
	2012	7,4	6,5	17,19	12,62	1,20	1,35	14,3	9,3
Miasteczko Śląskie	2010	6,9	6,2	69,08	34,23	4,47	2,89	15,4	11,8
	2011	7,1	6,3	68,87	33,84	4,38	2,74	15,7	12,3
	2012	7,3	6,4	69,33	33,65	4,56	2,80	15,2	12,0
Szczecin	2010	7,4	6,4	23,18	17,46	1,60	1,75	14,4	9,9
	2011	7,5	6,4	22,46	18,23	1,53	1,84	14,6	9,9
	2012	7,5	6,5	22,92	17,58	1,58	1,80	14,5	9,7
Zabrze	2010	7,3	6,2	28,34	19,87	1,68	2,11	16,8	9,4
	2011	7,4	6,3	28,68	20,05	1,77	2,34	16,2	8,5
	2012	7,5	6,4	29,12	19,46	1,74	2,26	16,7	8,6
Zamość	2010	6,9	6,1	21,31	19,04	1,69	2,26	12,6	8,4
	2011	7,0	6,2	20,78	20,15	1,75	2,48	11,8	8,1
	2012	7,2	6,3	22,15	19,69	1,82	2,31	12,1	8,5
NIR <sub>0,05</sub>				2,24		0,22		3,4	

1 – strefa śródmiejska / city centre; 2 – peryferie miast / outskirts

Według kryteriów zaproponowanych przez Siutę [30], opartych na wartości C:N, wszystkie badane gleby zlokalizowane

wane w centrach wytypowanych miast są słabo zdegradowane, zaś większość gleb pochodzących z parków na peryferiach miast kwalifikuje się do gleby czystych, a tylko gleba z Miasteczka Śląskiego jest słabo zdegradowana. Nie stwierdzono istotnego wpływu lat badań na zawartość węgla organicznego, azotu ogółem i wartości stosunku C:N w glebach (tab. 1).

Aktywność enzymatyczna analizowanych gleb miejskich była wyraźnie zróżnicowana w zależności od lokalizacji ogrodów parkowych i lat badań. Nasilenie i kierunek obserwowanych zmian zależne były od indywidualnych właściwości badanego enzymu (tab. 2).

Przeprowadzone badania wykazały wysoką inaktywację dehydrogenaz w glebach na terenach będących pod silną presją czynnika antropogenicznego (tab. 2). Aktywność tych enzymów w glebach z obszaru Górnego Śląska (Miasteczko Śląskie, Zabrze) kształtowała się na bardzo niskim poziomie: od 0,63-0,93  $\text{cm}^3 \text{H}_2 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  (parki śródmiejskie) do 1,61-2,78  $\text{cm}^3 \text{H}_2 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  (parki na peryferiach miast) i była kilkakrotnie mniejsza niż w glebach zlokalizowanych w Szczecinie i Krakowie oraz w miastach na terenie wschodniej Polski. Stwierdzona niska aktywność dehydrogenaz w glebach na obszarze Górnego Śląska, zwłaszcza w centrach miast (Miasteczko Śląskie 1, Zabrze 1) świadczy o obniżonej ogólnej aktywności mikrobiologicznej środowiska spowodowanej silną antropopresją generującą zakłócenia w zespołach mikroorganizmów i nasileniu procesów biochemicznych [14]. Wyniki te wskazują, że stopień zanieczyszczenia gleb z obszaru Górnego Śląska osiągnął poziom, który zagraża organizmom żywym. Największą aktywnością dehydrogenaz cechowały się gleby pochodzące z parków zlokalizowanych na terenie Zamościa, w granicach: 3,94-6,52  $\text{H}_2 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  (tab. 2).

Aktywność dehydrogenaz w glebach ogrodów parkowych usytuowanych na peryferiach miast była kilkakrotnie większa niż w glebach parków śródmiejskich (tab. 2). Obserwowane osłabienie aktywności enzymatycznej gleb w śródmieściach powiązane było z dopływem zanieczyszczeń z obszaru miast hamujących biosyntezę enzymów przez mikroorganizmy glebowe. Niższa aktywność enzymów w glebach położonych w centrum miasta, w porównaniu z obszarami peryferyjnymi, jest jedną z charakterystycznych właściwości gleb terenów zurbanizowanych [1, 5].

W okresie prowadzonych obserwacji aktywność dehydrogenaz w glebach większości wytypowanych parków zmniejszała się istotnie wraz z upływem lat badań. Efektu tego nie stwierdzono wyłącznie w przypadku parku usytuowanego na peryferiach Zamościa (Zamość 2), (tab. 2).

Aktywność fosfatazy kwaśnej i fosfatazy alkalicznej kształtowała się w bardzo szerokim zakresie, odpowiednio: od 5,97-65,19 i 4,11-34,16  $\text{mmol PNP} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$  w strefach śródmiejskich do 12,34-115,21 i 9,88-46,64  $\text{mmol PNP} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$  w glebach usytuowanych na peryferiach miast (tab. 2). Podobnie jak w przypadku dehydrogenaz, najniższą aktywnością badanych fosfataz cechowały się gleby na obszarze Górnego Śląska, a największą gleby pochodzące z parków w Zamościu.

W glebach parków położonych na peryferiach miast aktywność fosfatazy kwaśnej i fosfatazy alkalicznej była ok. 1,5-2,0-krotnie większa niż w glebach parków śródmiejskich (tab. 2). Obserwowane osłabienie aktywności badanych fosfataz w glebach stref śródmiejskich zaznaczyło się szczególnie wyraźnie na obszarze Górnego Śląska, co mogło być również związane z zanieczyszczeniem tych gleb metalami

ciężkimi i WWA [2, 3]. Liczne dane z literatury przedmiotu [m.in.: 14, 26, 29] potwierdzają szczególną wrażliwość fosfataz na zanieczyszczenie środowiska glebowego metalami ciężkimi.

Tab. 2. Aktywność enzymatyczna gleb (ADh – dehydrogenazy w  $\text{cm}^3 \text{H}_2 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ , AFk – fosfataza kwaśna i AFa – fosfataza alkaliczna w  $\text{mmol PNP} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ , AU – ureaza w  $\text{mg N-NH}_4^+ \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ , AP – proteaza w  $\text{mg tyrozyny} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ )

Table 2. Enzymatic activity of soils (ADh – dehydrogenases in  $\text{cm}^3 \text{H}_2 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ , AFk – acid phosphatase and AFa – alkaline phosphatase in  $\text{mmol PNP} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ , AU – urease in  $\text{mg N-NH}_4^+ \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ , AP – protease in  $\text{mg tyrosine} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ )

Miejscowość Nr City No	Lata Years	ADh	AFk	AFa	AU	AP
Kraków 1	2010	2,12	33,09	17,36	16,27	3,69
	2011	2,02	30,22	16,21	14,75	3,22
	2012	1,94	28,16	15,22	13,18	2,94
Kraków 2	2010	3,46	68,41	39,12	13,54	6,92
	2011	3,40	65,78	35,79	12,86	6,18
Lublin 1	2010	2,28	43,57	19,54	20,09	4,58
	2011	2,16	40,62	17,08	23,61	3,96
	2012	2,09	37,89	15,58	17,21	3,49
Lublin 2	2010	3,89	75,94	33,04	19,73	9,36
	2011	3,65	72,43	32,15	19,22	9,27
	2012	3,18	70,12	29,15	16,09	6,98
Miasteczko Śląskie 1	2010	0,93	10,28	9,34	3,11	1,32
	2011	0,87	8,65	8,27	3,47	1,15
	2012	0,82	7,96	6,89	2,95	1,03
Miasteczko Śląskie 2	2010	1,85	16,73	11,95	6,98	1,95
	2011	1,79	15,82	10,42	7,19	2,08
	2012	1,61	14,34	10,13	5,61	1,76
Szczecin 1	2010	1,94	49,02	19,58	19,35	4,52
	2011	1,96	44,26	17,23	20,08	3,69
	2012	1,38	38,06	15,19	17,53	3,12
Szczecin 2	2010	2,93	70,34	33,47	18,03	8,17
	2011	2,67	67,11	30,97	16,52	8,46
	2012	2,66	65,29	29,02	15,82	5,24
Zabrze 1	2010	0,74	8,27	5,51	5,16	2,19
	2011	0,67	6,15	4,89	4,72	1,53
	2012	0,63	5,97	4,11	4,09	1,38
Zabrze 2	2010	2,76	16,89	14,08	9,96	5,02
	2011	2,78	15,26	12,52	10,12	4,31
	2012	2,52	12,34	9,88	7,86	3,74
Zamość 1	2010	4,11	65,19	34,16	34,42	7,51
	2011	3,99	62,40	31,68	37,41	6,92
	2012	3,94	58,26	27,59	28,26	5,39
Zamość 2	2010	6,21	115,21	46,64	29,43	12,42
	2011	6,52	104,27	43,28	36,15	11,95
	2012	6,43	99,87	40,01	25,17	9,83
NIR <sub>0,05</sub>		0,06	0,92	0,68	0,84	0,52

1 – strefa śródmiejska / city centre; 2 – peryferie miast / outskirts

Sjöqvist [31] prowadząc badania na obszarach silnie zanieczyszczonych metalami ciężkimi wykazał, że aktywność fosfataz oraz aktywność dehydrogenaz są najlepszymi markerami zanieczyszczenia gleb Cu i Zn. W badanych glebach aktywność fosfatazy kwaśnej była wyraźnie większa niż fosfatazy alkalicznej (tab. 2). Kwaśna fosfataza jest enzymem o małej specyficzności substratowej, mającym zdolność hydrolizowania wielu połączeń fosforanowych o zróżnicowanej budowie cząsteczki [38].

Z upływem lat badań obserwowano istotne osłabienie aktywności badanych fosfataz w glebach wszystkich wytypowanych parków, zarówno w centrach, jak i na peryfe-

riach miast (tab. 2).

W glebach parków z miast Polski wschodniej oraz Szczecina i Krakowa aktywność ureazy była wielokrotnie większa niż w glebach parków z obszaru Górnego Śląska. Najmniejszą aktywnością tego enzymu cechowały się gleby parków zlokalizowanych w Miasteczku Śląskim, w granicach: 2,95-7,19 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>·kg<sup>-1</sup>·h<sup>-1</sup>, a największą gleby z Zamościa: od 25,17 do 37,41 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>·kg<sup>-1</sup>·h<sup>-1</sup> (tab. 2). W okresie prowadzonych badań nie stwierdzono jednoznacznego wpływu lokalizacji ogrodów parkowych na aktywność ureazy. Wyższą aktywność tego enzymu w glebach śródmiejskich niż na obrzeżach miast oznaczono w większości badanych parków. Wysoką inaktywację ureazy w glebach stref śródmiejskich zanotowano wyłącznie w przypadku obszaru Górnego Śląska (Miasteczko Śląskie, Zabrze), gdzie aktywność tego enzymu była około dwukrotnie mniejsza niż w glebach parków usytuowanych na peryferiach miast (tab. 28). Ureaza jest odporna na działanie czynników zewnętrznych, a wręcz w warunkach ekstremalnych obserwuje się wzrost jej aktywności [32]. W wielu badaniach [5, 14, 21] obserwowano wysoki poziom aktywności ureazy w glebach będących pod presją skażeń antropogenicznych. Kucharski i Niklewska [21] stwierdzili stymulujące działanie podwyższonych koncentracji cynku na aktywność tego enzymu. Jedynym czynnikiem limitującym aktywność ureazy jest dostępność substratu – mocznika, gdyż jako enzym ekstracelularny jest syntetyzowana jedynie w jego obecności [9]. Szczególnie duże aglomeracje miejskie są znaczącymi producentami mocznika. Źródłem mocznika (finalnego produktu metabolizmu białek u zwierząt lądowych, jak również u człowieka) w glebach miejskich są m.in.: odchody zwierząt, odpady spożywcze z gospodarstw domowych, fragmenty tkanek i komórek mikro-, mezo- i makrofauny glebowej, resztek roślinnych i komórek mikroorganizmów oraz, zwłaszcza w przypadku ogrodów parkowych, dodawanych celowo nawozów organicznych [28]. Zdaniem wielu autorów na podstawie aktywności ureazy można ocenić stopień antropogenizacji środowiska glebowego [16, 25, 28]. Nie wykazano jednoznacznego wpływu lat badań na aktywność ureazy w analizowanych glebach (tab. 2).

Podobnie jak w przypadku dehydrogenaz i badanych fosfataz aktywność proteazy w glebach pochodzących z ogrodów parkowych usytuowanych na peryferiach miast była istotnie większa (około 1,5-krotnie) niż w glebach ze stref śródmiejskich (tab. 2). Nasilona antropopresja w centrach miast wyrażającym się zwiększonym dopływem zanieczyszczeń do środowiska glebowego hamuje biosyntezę proteaz przez mikroorganizmy glebowe [3].

Najmniejszą aktywnością proteaz cechowały się gleby z obszaru Górnego Śląska (Miasteczko Śląskie, Zabrze), a największą gleby z Zamościa (tab. 2). Wraz z upływem lat badań zaobserwowano wyraźną tendencję do obniżania się aktywności proteaz w glebach analizowanych parków (tab. 2).

W niniejszych badaniach zależności pomiędzy badanymi parametrami aktywności enzymatycznej gleb a zawartością węgla organicznego i azotu ogółem oceniono na podstawie współczynników korelacji. Ocenę tę przeprowadzono dla całego obszaru badań, jak również w zależności od lokalizacji ogrodów parkowych, a tym samym intensywności presji antropogenicznej. Istotną zależność między aktywnością enzymów a zawartością C organicznego wykazano wyłącznie w przypadku próbek glebowych pochodzących z ogrodów parkowych usytuowanych na peryferiach

miast. W glebach obszarów peryferyjnych aktywność badanych enzymów była dodatnio skorelowana z zawartością C<sub>org.</sub>:  $r = 0,85-0,89$ , przy  $p \leq 0,05$ . W przypadku azotu ogółem nie odnotowano istotnych zależności pomiędzy zawartością tego składnika w glebach i aktywnością enzymów. Zupełny brak zależności pomiędzy zawartością węgla organicznego i aktywnością enzymatyczną gleb w strefach śródmiejskich mógł być związany z niskim udziałem substancji próchnicznych w ogólnej zawartości materii organicznej w glebach miejskich, a w konsekwencji ograniczonej dostępności łatwo przyswajalnego C, determinującego rozwój bakterii glebowych wytwarzających enzymy [5].

#### 4. Wnioski

1. Lokalizacja ogrodów parkowych i związana z nią intensywność presji antropogenicznej była czynnikiem wpływającym istotnie na aktywność enzymatyczną badanych gleb.
2. W glebach ogrodów usytuowanych w strefach śródmiejskich aktywność dehydrogenaz, badanych fosfataz (fosfatazy kwaśnej i fosfatazy alkalicznej) oraz proteazy była kilkakrotnie mniejsza niż w glebach położonych na obrzeżach miast, co wskazuje na zróżnicowanie układów ekologicznych na terenach zurbanizowanych w części centralnej i peryferyjnej. Wyniki przeprowadzonych badań nie wykazały jednoznacznego wpływu lokalizacji ogrodów parkowych na aktywność ureazy, co potwierdza odporność tego enzymu na zanieczyszczenie środowiska glebowego.
3. Alkaliczność gleb położonych w strefach śródmiejskich związana jest z wielowiekowym użytkowaniem gleb miejskich i nanoszeniem substratów naturalnych i technogennych zawierających wapno oraz odpady pobudowane, a także z opadem pyłów alkalicznych i stosowaniem środków do odśnieżania.
4. W glebach parków położonych w strefie śródmiejskiej, w efekcie zwiększonego dopływu do środowiska glebowego C pochodzenia antropogenicznego, wartości stosunku C:N były znacząco szersze niż w glebach na peryferiach miast.
5. Wysoka inaktywacja badanych enzymów glebowych w śródmieściach wskazuje na przydatność badań aktywności enzymatycznej jako czułego wskaźnika reakcji gleby na czynniki stresowe.
6. Testy enzymatyczne okazały się dobrymi wskaźnikami różnicującymi badane ogrody parkowe w zależności od ich lokalizacji.
7. Wraz z upływem lat badań zaznaczyła się wyraźna tendencja do obniżenia aktywności enzymatycznej badanych gleb, co świadczy o wzrastającej presji antropogenicznej na terenach zurbanizowanych.
8. Badanie z tego zakresu powinny być kontynuowane, ponieważ pozwolą ocenić ekologiczne skutki narastającej presji antropogenicznej na terenach zurbanizowanych.

#### 5. Literatura

- [1] Baran S., Bielińska E.J.: Wpływ ryzosfery mniszka lekarskiego (*Teraxacum officinale* Web.) na zawartość metali ciężkich i aktywność enzymatyczną gleby. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 533, s. 21-29, 2008.
- [2] Baran S., Bielińska E.J., Oleszczuk P.: Enzymatic activity in an airfield soil polluted with polycyclic aromatic hydrocarbons. Geoderma 118, s. 221-232, 2004.
- [3] Bielińska E.J.: Charakterystyka ekologiczna gleb ogrodów działkowych z terenów zurbanizowanych. Journal of Re-

- search and Applications in Agricultural Engineering, 2006, Vol. 51(2), s. 13-16.
- [4] Bielińska E.J.: Aktywność enzymów glebowych w ryzosferze mniszka lekarskiego jako wskaźnik stanu ekochemicznego gleb miejskich. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, 2007, Vol. 52(3), s. 10-14.
- [5] Bielińska E.J., Baran S., Futa B.: Wpływ ryzosfery na aktywność enzymatyczną gleb ogródków działkowych z terenów zurbanizowanych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 515, s. 15-22, 2006.
- [6] Bielińska E.J., Futa B., Mocek A.: Wpływ zabiegów agrotechnicznych na funkcjonowanie krajobrazu rolniczego. *Inżynieria Rolnicza* 10 (108), s. 7-15, 2008.
- [7] Bielińska E.J., Ligęza S., Chudecka J., Tomaszewicz T.: Soil Transformations in an Urban Landscape. Monograph, edited by Prof. Bolesław Bieniek: "Soil of Chosen landscapes", ISBN 978-83-929462-4-3, Univ. Of Warmia and Mazury in Olsztyn, s. 85-98, 2009.
- [8] Brogowski Z., Czarnowska K., Chojnicki J., Praczyński J., Zagórski Z.: Wpływ stresu solnego na stan chemiczny liści drzew z terenu miasta Łodzi. *Rocz. Glebozn.* 51, 1/2, s. 17-28, 2000.
- [9] Carbrera M.L., Kissel D.L., Bock B.R.: Urea hydrolysis in soil. Effect of urea concentration and soil pH. *Soil Biol. Biochem.* 23, s. 1121-1124, 1994.
- [10] Curzydło J.: Skażenia motoryzacyjne wzdłuż dróg i autostrad oraz sposoby przeciwdziałania ujemnym skutkom motoryzacji w środowisku. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 418, s. 265-270, 1995.
- [11] Czarnowska K.: Poziom niektórych metali ciężkich w glebach i liściach drzew miasta Łodzi. *Rocz. Glebozn.* 48, 3/4, s. 49-61, 1997.
- [12] Czarnowska K., Chliubiuk M., Kozanecka T.: Pierwiastki śladowe w glebach uprawnych przy drogach wokół Warszawy. *Rocz. Glebozn.* 53, 3/4, s. 67-74, 2002.
- [13] De Kimpe C.H.R., Morel J.L.: Urban soil management: a growing concern. *Soil Science*. 165 (1), s. 31-40, 2000.
- [14] Domżał H., Bielińska E.J. (red.): Ocena przeobrażeń środowiska glebowego i stabilności ekosystemów leśnych w obszarze oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy” S.A. *Acta Agrophysica* 145, Rozprawy i Monografie 2007 (2), s. 79-90, 2007.
- [15] Gąsiorek M., Niemyska-Łukaszyk J.: Kadm i ołów w glebach antropogenicznych ogrodów klasztornych Krakowa. *Rocz. Glebozn.* 55, 1, s. 127-134, 2004.
- [16] Gianfreda L., Bollag J.M.: Influence of natural and anthropogenic factors on enzyme activity in soil. *Soil Biochemistry*. Stotzky G., Bollag J.M. (red.) Marcel Dekker, New York 9: s. 123-135, 1996.
- [17] Greinert A.: Gleby leśne zielonogórskich lasów komunalnych jako przykład antropogenizacji środowisk wokółmiejskich.: W: *Inżynieria Środowiska* nr 10. *Zeszyty Naukowe* nr 124. Zielona Góra, s. 28-37, 2000.
- [18] Greinert A.: Studia nad glebami obszaru zurbanizowanego Zielonej Góry. Praca habilitacyjna. Uniwersytet Zielonogórski, s. 21-42, 2003.
- [19] Greinert A.: Poprawa właściwości sorpcyjnych gleb jako warunek utrzymania w dobrym stanie terenów zieleni miejskiej. *Rocz. Glebozn.* 60, 3, s. 75-83, 2009.
- [20] Kozanecka T., Czarnowska K., Kwasowski W.: Nagromadzenie metali ciężkich w glebach w otoczeniu stacji benzynowych w Warszawie. *Rocz. Glebozn.* 51, 1/2, s. 73-78, 2000.
- [21] Kucharski J., Niklewska T.: The influence of zinc on the yields broad bean and microbiological activity of soil. *Pol. J. Soil Sci.* 25, 1, s. 71-77, 1992.
- [22] Ladd N., Butler J.H.A.: Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. *Soil Biol. Biochem.* 4, s. 19-30, 1972.
- [23] Malczyk P., Kędzia W., Nowak M.: Metale ciężkie w glebach miasta Bydgoszczy. *Rocz. Glebozn.* 47, (3/4), s. 195-202, 1996.
- [24] Mocek A., Drzymała S.: Geneza, analiza i klasyfikacja gleb. Wyd. UP Poznań, 2010.
- [25] Nannipieri P., Kandeler E., Ruggiero P.: Enzyme activities and microbiological and biochemical processes in soil. In: *Enzymes in the environment. Activity, Ecology, and Applications*. Eds.: Byrns R., Dick R.. New York, s. 1-33, 2002.
- [26] Nowak J., Szymczak J., Słobodzian T.: Próba określenia 50% prognozy toksyczności dawek różnych metali ciężkich dla fosfataz glebowych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 492, s. 241-248, 2003.
- [27] Przewoźnik M.: Teoretyczne aspekty przyrodniczej rewitalizacji miast: ku metodologii zintegrowanej rewitalizacji urbanistyczno-przyrodniczej. *Teka Kom. Arch. Stud. Krajobr.* – *OL PAN* 3, s. 25-34, 2005.
- [28] Russel S., Wyczołkowski A.I., Bieganowski A. (ed.): Selected methodological aspects of soil enzyme activity tests. Institute of Agrophysics PAS, Lublin, s. 38-49, 2006.
- [29] Shindo H., Huang Q.Y.: Comparison on the influence of Cu, Zn, and Cd on the activity and kinetics of free and immobilized acid phosphatase. *Soil Science and Plant Nutrition* 47, 4, s. 767-772, 2001.
- [30] Siuta J.: Gleba, diagnozowanie stanu i zagrożenia. IOŚ, Warszawa, s. 12-22, 1995.
- [31] Sjöqvist T.: Soil biochemical and microbiological activities as affected by heavy metals and liming. *SLU Uppsala*, pp. 82, 1995.
- [32] Stępniewska Z., Samborska A.: Dynamika zmian aktywności ureazy na polach obsianych mieszańką traw: *Alopecurus Pratensis*, *Phalaris Arundinacea*, *Festula Pratensis* irygowanych ściekami miejskimi. *Mater. III Ogólnopolskiego Sympozjum Naukowo-Technicznego „Bioremediacja gruntów”*, Wisła-Jarzębata 2002, s. 89-96, 2002.
- [33] Stuczyński T., Fogel P., Jadczyński J.: Uwagi do zagadnienia ochrony gleb na obszarach zurbanizowanych. Wyd.: IUNG – PIB, Bydgoszcz 2008, pp. 22, 2008.
- [34] Szponar A.: Fizjografia urbanistyczna. Wydaw. Nauk. PWN, Warszawa, 258, 2003.
- [35] Tabatabai M.A., Bremner J.M.: Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 1, s. 301-307, 1969.
- [36] Thalmann A.: Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenase Aktivität in Boden mittels Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC). *Landwirtsch. Forsch.* 21, s. 249-258, 1968.
- [37] Zantua M.I., Bremner J.M.: Comparison of methods of assaying urease activity in soils. *Soil Biol. Biochem.* 7, s. 291-295, 1975.
- [38] Żyła K., Kujawski M.: Enzymatyczna defitynizacja żywności i pasz przez fosfatazy grzybni odpadowej *Aspergillus Niger „Z”*. *Przem. Ferm. Owoc.-Warz.* 10, s. 9-11, 1989.