

ELŻBIETA JOLANTA BIELIŃSKA, HENRYK DOMŻAŁ

ZMIANY EKOCHEMICZNEGO STANU GLEB LEŚNYCH W OBSZARZE ODDZIAŁYWANIA ZAKŁADÓW AZOTOWYCH „PUŁAWY” S.A.

CHANGES IN THE ECOCHEMICAL CONDITION OF FOREST SOILS IN THE INFLUENCE AREA OF ZAKŁADY AZOTOWE “PUŁAWY” S.A.

Instytut Gleboznawstwa i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego,
Akademia Rolnicza w Lublinie

Abstract: The paper presents an evaluation of the changes in the ecochemical condition of forest soils in the influence area of Zakłady Azotowe “Puławy” S.A. in the years 1997–2006. The research work was conducted in the Puławy Forest District, within the limits of Puławy and Żyrzyn. The soils occurring in the examined areas are formed of eolian and fluvio-glacial sands as well as glacial clays. Monitoring included those soil features that are decisive for their fertility and which have a direct consequence for maintaining stability of forest ecosystems under Polish conditions, in particular: current humidity, sorptive properties, soil reaction, C:N ratio, contents of nutrients, contents of mineral forms of nitrogen: N-NO_3^- and N-NH_4^+ . The survey conducted revealed that over the time (1997–2006), the contents of organic carbon and total nitrogen increased and the contents of ammonium nitrogen systematically decreased in the examined soils. The observed changes in the ecochemical condition of soils in the examined areas are an indicator of their increasing self-regulating ability. This suggestion is confirmed by the observed positive changes in forest ecosystem components, including the natural reforestation of forest sites and development of plant cover. The results provided some information on the condition of the soil environment, on the nature of its changes, and allowed the identification of trends.

Słowa kluczowe: gleby leśne, właściwości chemiczne, zanieczyszczenie azotem.

Key words: forest soils, chemical properties, nitrogen pollution.

WSTĘP

Pomimo radykalnie zmniejszonej po roku 1995 emisji przemysłowej, ekosystemy leśne usytuowane na wschód od Zakładów Azotowych ”Puławy” S.A., w kierunku przeważających wiatrów, znajdują się pod stałą presją czynnika toksycznego [Domżał, Bielińska 2007].

W świetle nakładania się zmian właściwości gleb spowodowanych czynnikami antropogenicznymi i przyrodniczymi oraz zdolności gleb do samoregulacji tych zmian, wieloletni monitoring środowiska glebowego, prowadzony na stałych powierzchniach badawczych, pozwala poznać trendy i dynamikę procesów zachodzących w ekosystemach leśnych [Kowalkowski 2002]. W niniejszym opracowaniu, w celu poznania i sprecyzowania kierunku przemian w siedlisku w obszarze oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy” S.A. oceniono zmiany ekochemicznego stanu gleb leśnych w ciągu lat 1997–2006.

Badaniami objęto te parametry chemiczne gleb, które mają bezpośrednio odniesienie do utrzymania stabilności ekosystemów leśnych w warunkach Polski i mogą relatywnie szybko reagować na zmiany środowiskowe, a przede wszystkim takie jak: odczyn gleb, stosunek C:N, zawartość mineralnych form azotu.

Wyniki badań uzyskane na podstawie kompleksowego monitoringu gleb prowadzonego w latach 1997–2006 na wytypowanych powierzchniach badawczych były dotychczas publikowane fragmentarycznie [Bielińska i in. 1998; Bielińska, Domżał 1999, 2001, 2004; Bielińska, Futa 2003; Domżał, Bielińska 2007].

MATERIAŁ I METODY

Badania gleb leśnych zlokalizowano na sześciu powierzchniach obserwacyjnych położonych w strefie oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy” S.A., na terenie Nadleśnictwa Puławy, w obrębach Puławy (obiekty P1–P3) i Żyrzyn (obiekty Ż1–Ż3). Obiekty P1, P2 i P3 oraz Ż1; Ż2 i Ż3 są położone w odległości, odpowiednio: 0,5; 0,8 i 2,0 km oraz 8,0; 15,0 i 16,0 km od źródła emisji, w kierunku przeważających wiatrów (kierunek NE). Według klasyfikacji gleb leśnych Polski (Zarządzenie Nr 9 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych) na powierzchniach badawczych P1–P3 znajdują się gleby odpowiadające rdzawym bielcowym, wytworzone z piasków fluwiogłajalnych, a na powierzchniach Ż1–Ż3 gleby opadowoglejowe właściwe wytworzone z gliny zwałowej. Powierzchnie P1–P3 położone są w zaroślach brzozowych (brzoza brodawkowata z samosiewu po obumarciu sosny), a powierzchnie Ż1–Ż3 znajdują się w drzewostanie sosnowym (ok. 100 lat) z grabem i dębem (ok. 80 lat) w dolnym piętrze.

Próbki glebowe do badań laboratoryjnych pobierano w latach 1997–2006, wiosną każdego roku, z głębokości 5–20 cm. Na każdej powierzchni próbki pobierano z 4 punktów pomiarowych, leżących na przekątnych prostokąta. Próbki indywidualne z poszczególnych powierzchni uśredniano i wykonywano w nich oznaczenia w 3 powtórzeniach. W próbkach gleby oznaczano: odczyn – pH w 1 mol · dm⁻³ KCl [ISO 10390]; zawartość: węgla organicznego [ISO 14235]; azotu ogółem [ISO 13878]; azotu azotanowego i azotu amonowego [ISO 14255].

Różnice między średnimi sprawdzono testem t, a istotność wyników – metodą analizy wariancji.

WYNIKI I DYSKUSJA

W okresie prowadzenia badań (1997–2006) monitorowane gleby charakteryzowały się odczynem bardzo kwaśnym, z pH w 1 mol · dm⁻³ KCl od 2,6 do 3,9 na obiektach P1–P3 (tab. 1) i od 3,1 do 4,4 na obiektach Ż1–Ż3 (tab. 2). Silne zakwaszenie gleb na badanych terenach, szczególnie gleby rdzawej bielcowej powstałej z utworów ubogich w kationy zasadowe, jest uwarunkowane przede wszystkim długotrwałą, intensywną imisją tlenków azotu i amoniaku w formie opadu mokrego i suchego.

TABELA 1. pH, zawartość węgla organicznego ogółem i azotu (N_{og} , $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$) w glebie rdzawej bielcowejTABLE 1. pH, content of total organic carbon and nitrogen (N_{tot} , $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$) in rusty podzolic soil

| Obiekty Sites | Lata Years | pH _{KCl} | C | N | C : N | N-NH ₄ ⁺ | N-NO ₃ ⁻ |
|--|------------|-------------------|-------------------------|------|-------|--------------------------------|--------------------------------|
| | | | [g · kg ⁻¹] | | | [mg · kg ⁻¹] | |
| P1 | 1997 | 3,9 | 8,07 | 0,41 | 19,6 | 53,2 | 9,7 |
| | 1998 | 3,6 | 8,12 | 0,42 | 19,3 | 53,1 | 10,2 |
| | 1999 | 3,4 | 8,60 | 0,44 | 19,5 | 47,0 | 8,4 |
| | 2000 | 3,2 | 8,85 | 0,46 | 19,2 | 52,8 | 10,9 |
| | 2001 | 3,0 | 9,62 | 0,55 | 17,5 | 42,3 | 13,6 |
| | 2002 | 3,1 | 10,45 | 0,60 | 17,4 | 44,9 | 15,7 |
| | 2003 | 3,0 | 10,62 | 0,62 | 17,1 | 43,3 | 14,4 |
| | 2004 | 3,0 | 10,83 | 0,66 | 16,4 | 41,1 | 14,2 |
| | 2005 | 2,9 | 10,98 | 0,69 | 15,9 | 31,9 | 15,1 |
| | 2006 | 2,8 | 12,15 | 0,80 | 15,2 | 32,1 | 14,8 |
| P2 | 1997 | 3,4 | 8,48 | 0,43 | 19,7 | 70,4 | 15,9 |
| | 1998 | 3,2 | 8,90 | 0,45 | 19,7 | 72,8 | 16,6 |
| | 1999 | 3,0 | 8,70 | 0,45 | 19,3 | 68,2 | 15,4 |
| | 2000 | 3,1 | 9,22 | 0,50 | 18,4 | 68,9 | 17,1 |
| | 2001 | 2,9 | 9,80 | 0,62 | 15,8 | 54,9 | 18,6 |
| | 2002 | 2,9 | 10,72 | 0,64 | 16,7 | 53,4 | 20,0 |
| | 2003 | 2,8 | 11,13 | 0,69 | 16,1 | 46,9 | 20,5 |
| | 2004 | 2,8 | 11,58 | 0,70 | 16,5 | 46,5 | 21,1 |
| | 2005 | 2,7 | 12,20 | 0,74 | 16,4 | 43,4 | 22,2 |
| | 2006 | 2,6 | 12,22 | 0,78 | 15,6 | 39,5 | 20,9 |
| P3 | 1997 | 3,6 | 10,62 | 0,64 | 16,6 | 59,0 | 11,8 |
| | 1998 | 3,5 | 10,58 | 0,64 | 16,5 | 65,9 | 13,2 |
| | 1999 | 3,2 | 10,94 | 0,66 | 16,5 | 62,7 | 14,1 |
| | 2000 | 3,3 | 11,38 | 0,68 | 16,7 | 57,1 | 16,2 |
| | 2001 | 3,2 | 12,39 | 0,80 | 15,5 | 55,8 | 16,8 |
| | 2002 | 3,1 | 12,66 | 0,82 | 15,4 | 56,6 | 17,9 |
| | 2003 | 3,0 | 12,80 | 0,84 | 15,2 | 49,5 | 18,1 |
| | 2004 | 3,0 | 12,98 | 0,86 | 15,1 | 48,1 | 20,3 |
| | 2005 | 2,9 | 14,62 | 0,96 | 15,2 | 42,4 | 20,9 |
| | 2006 | 2,8 | 14,84 | 0,98 | 15,1 | 40,2 | 19,0 |
| NIR _{0,05} dla lat LSD _{0,05} for years | | | 0,8 | 0,08 | 0,9 | 3,4 | 2,3 |

Objaśnienia: obiekty P1, P2 i P3 -- odległość 0,5; 0,8 i 2,0 km od źródła emisji, gleba rdzawa bielcowa

Explanations: sites P1, P2 and P3 -- distance 0,5; 0,8 and 2,0 km from the source of emission, rusty podzolic soil

Obserwowane, w całym okresie badawczym, mniejsze zakwaszenie gleby opadowej (obiekty Ż1–Ż3 usytuowane w odległości 8,0–16,0 km od źródła emisji) niż gleby rdzawej (obiekty P1–P3 położone w bliskim sąsiedztwie Zakładów Azotowych) mogło być również efektem mniejszej presji emisji azotowej, a także oddziaływania zachowanych zbiorowisk roślinnych lasu sosnowego z grabem i dębem na przebieg procesów przemieszczania się wody w profilach glebowych i wypłukiwania z gleb zasad. Z badań Domżała i Bielińskiej [2007], prowadzonych w latach 2004–2006 w obrębie analizowanych powierzchni obserwacyjnych wynika, że gleba opadowej właściwa charakteryzowała się większymi wartościami pojemności sorpcyjnej i istotnie większym wysyceniem zasadami

TABELA 2. pH, zawartość węgla organicznego ogółem i azotu (N_{og} , $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$) w glebie opadowoglejowej właściwej

TABLE 2. pH, content of total organic carbon and nitrogen (N_{tot} , $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$) in proper pseudogleyed soil

| Obiekt Sites | Lata Years | pH _{KCl} | C | N | C:N | $N-NH_4^+$ | $N-NO_3^-$ |
|--|---------------|-------------------|--------------------------|-------------------------|------|------------|------------|
| | | | [mg · kg ⁻¹] | [g · kg ⁻¹] | | | |
| Z1 | 1997 | 4,0 | 15,91 | 0,76 | 20,9 | 94,5 | 18,9 |
| | 1998 | 3,9 | 15,24 | 0,73 | 20,8 | 97,4 | 19,5 |
| | 1999 | 3,8 | 16,02 | 0,79 | 20,2 | 89,2 | 18,3 |
| | 2000 | 3,5 | 16,40 | 0,83 | 19,7 | 75,3 | 22,5 |
| | 2001 | 3,4 | 16,35 | 0,85 | 19,2 | 60,3 | 23,1 |
| | 2002 | 3,6 | 17,20 | 0,94 | 18,3 | 61,9 | 22,9 |
| | 2003 | 3,5 | 18,62 | 1,03 | 18,0 | 59,1 | 23,3 |
| | 2004 | 3,4 | 19,80 | 1,12 | 17,6 | 48,9 | 25,5 |
| | 2005 | 3,2 | 20,25 | 1,24 | 16,3 | 48,2 | 24,9 |
| | 2006 | 3,1 | 20,33 | 1,25 | 16,2 | 46,6 | 26,2 |
| Z2 | 1997 | 4,3 | 16,90 | 0,85 | 19,8 | 80,8 | 17,8 |
| | 1998 | 4,4 | 17,62 | 0,90 | 19,5 | 81,3 | 18,3 |
| | 1999 | 4,3 | 17,54 | 0,88 | 19,9 | 79,8 | 17,1 |
| | 2000 | 3,8 | 17,80 | 0,96 | 18,5 | 70,2 | 19,9 |
| | 2001 | 3,9 | 17,98 | 0,98 | 18,3 | 63,5 | 21,8 |
| | 2002 | 3,6 | 18,45 | 1,04 | 17,7 | 61,8 | 12,4 |
| | 2003 | 3,7 | 18,22 | 1,02 | 17,8 | 61,0 | 23,6 |
| | 2004 | 3,6 | 19,04 | 1,12 | 17,0 | 58,8 | 25,1 |
| | 2005 | 3,5 | 22,69 | 1,30 | 17,4 | 53,2 | 26,7 |
| | 2006 | 3,2 | 22,80 | 1,38 | 16,5 | 49,7 | 29,6 |
| Z3 | 1997 | 4,2 | 15,93 | 0,80 | 19,9 | 88,3 | 17,5 |
| | 1998 | 4,0 | 16,24 | 0,78 | 20,8 | 89,8 | 19,4 |
| | 1999 | 4,1 | 16,10 | 0,80 | 20,1 | 90,2 | 19,1 |
| | 2000 | 3,9 | 16,74 | 0,89 | 18,8 | 74,1 | 21,9 |
| | 2001 | 3,7 | 16,90 | 0,92 | 18,3 | 65,8 | 23,2 |
| | 2002 | 3,8 | 18,05 | 0,98 | 18,4 | 59,7 | 23,8 |
| | 2003 | 3,7 | 17,93 | 1,04 | 17,2 | 58,6 | 24,3 |
| | 2004 | 3,5 | 18,24 | 1,08 | 16,9 | 51,5 | 24,9 |
| | 2005 | 3,2 | 22,34 | 1,33 | 16,8 | 49,1 | 25,1 |
| | 2006 | 3,2 | 22,60 | 1,42 | 15,9 | 48,4 | 26,3 |
| NIR _{0,05} dla lat LSD _{0,05} for years | | | 0,8 | 0,08 | 0,9 | 3,4 | 2,3 |

Objaśnienia: obiekty Z1, Z2 i Z3 -- odległość 8,0; 15,0 i 16,0 km od źródła emisji, gleba opadowoglejowa właściwa; Explanations: sites Z1, Z and Z3 - distance 8,0; 15,0 and 16,0 km from the source of emission, proper pseudogleyed soil

kompleksu sorpcyjnego niż gleba rdzawa właściwa. Kowalkowski [2002] zwraca uwagę, że zależnie od zakresu buforowości gleb wzrastające zakwaszenie środowiska może wywołać zmniejszenie zasobów wymiennie związanych kationów zasadowych.

Gleba rdzawa bielkowa na powierzchni badawczej P1, usytuowanej najbliżej Zakładów Azotowych (w odległości 0,5 km), cechowała się wyższymi wartościami pH niż na obiektach zlokalizowanych dalej od źródła emisji (w odległości 0,8–2,0 km od Zakładów). Wiązało się to z dopływem do środowiska glebowego pyłów alkalicznych emitowanych

przez Zakłady Azotowe, co potwierdzają wyniki innych badań [Bielińska i in. 2001]. Najbardziej zakwaszona była gleba na powierzchni P2: od 3,4 (w 1997 roku) do 2,6 (w 2006 roku) pH w 1 mol · dm⁻³ KCl (tab. 1). Na obiekcie P2 runo stanowią pojedyncze kępki traw [Domżał, Bielińska 2007], co ułatwia odpływ powierzchniowy i pionowy wody w profilach glebowych i przyczynia się do intensywnego wymywania ruchomych form Ca i Mg przez kwaśne wody opadowe.

Na wszystkich powierzchniach obserwowano wyraźną tendencję do wzrostu zakwaszenia gleb z upływem lat (tab. 1, 2). Dechnik i Kaczor [1994] wykazali, że niekorzystne procesy wynikające z zakwaszenia gleby nie zakończyły się wraz z wyeliminowaniem kwaśnych opadów. Ich następcze działanie prowadziło do dalszych niekorzystnych zmian odczynu gleby. Również Motowicka-Terelak i Terelak [1994] stwierdzili, że po odcięciu dopływu kwaśnych deszczy do środowiska glebowego następował dalszy spadek pH oraz wzrost kwasowości potencjalnej gleby.

Zawartość węgla organicznego i azotu ogółem w glebie opadowoglejowej na powierzchniach Ż1–Ż3 była istotnie większa niż w glebie rdzawej (obiekty P1–P3), niezależnie od lat badań (tab. 1, 2). Największą akumulację tych składników stwierdzono w glebie na powierzchniach badawczych zlokalizowanych najdalej od Zakładów Azotowych, w odległości 15,0–16,0 km (obiekty Ż2 i Ż3), a najmniejszą w glebie rdzawej na obiekcie P1, usytuowanym w bezpośrednim sąsiedztwie źródła emisji. Relatywnie wysoki poziom zawartości C organicznego i N ogółem obserwowany w glebie opadowoglejowej właściwej wiązał się nie tylko z mniejszą intensywnością presji antropogenicznej niż w przypadku gleby rdzawej bielcowej na powierzchniach znajdujących się bliżej źródła emisji, ale także z odmiennymi warunkami siedliskowymi, odmiennym stopniem rozwoju i składu gatunkowego szaty roślinnej oraz zróżnicowanym składem chemicznym rozkładającego się materiału organicznego. Priha i in. [1999] wykazali, że gatunek drzewa wpływa istotnie na zawartość węgla organicznego w glebie. Każdy typ gleby zależnie od jej pochodzenia i warunków rozwojowych jest odmienny pod względem zawartości materii organicznej, składu granulometrycznego i aktywności mikroorganizmów, a w konsekwencji intensywności procesów biologicznych modyfikujących zawartość próchnicy w glebie [Gianfreda, Bollag 1996].

W okresie 1997–2006 zasoby węgla organicznego i ogólnej ilości azotu w glebach na badanych terenach wzrastały z upływem czasu, przy czym statystycznie istotne różnice obserwowano dopiero od roku 2000 – na powierzchniach badawczych Ż1–Ż3 (tab. 2), a na powierzchniach P1–P3 – od roku 2001 (tab. 1). Świadczy to o zachowanej przez gleby zdolności samoregulacyjnej i może wskazywać na wystąpienie w badanych ekosystemach pozytywnych przemian siedliska. Sugestia ta znajduje potwierdzenie w obserwowanych korzystnych zmianach biocenozy leśnej, do których można zaliczyć odnowienia naturalne drzewostanów i runa leśnego [Bielińska, Domżał 2004; Domżał, Bielińska 2007]. Jedną z przyczyn wzrostu zawartości węgla organicznego w badanych glebach powierzchni P1–P3 jest mikrobiologiczny i chemiczny rozkład karp po zniszczonym lesie sosnowym [Kowalkowski i in. 1999].

Wartości stosunku C:N w badanych glebach zawierały się w przedziale: 15,1–20,9 (tab. 1, 2). Na wszystkich powierzchniach obserwacyjnych stwierdzono zawężanie się wartości stosunku C:N w glebach wraz z upływem lat, co świadczy o wzroście tempa mineralizacji i humifikacji materii organicznej. Podobnie jak w przypadku zawartości węgla organicznego i azotu ogółem w glebach, wyraźne zmiany wartości stosunku C:N związane z przemianami siedliska zaznaczyły się na przełomie lat 2000–2001. Nie wykazano jednoznacznego wpływu nasilenia presji antropogenicznej na kształtowanie się wartości tego wskaźnika w badanych glebach. Na wartości stosunku C:N w glebach mają wpływ

zróżnicowane czynniki środowiskowe (zarówno abiotyczne, jak i biotyczne) wpływające na przemiany materii organicznej. Należą do nich m.in. nasłonecznienie, temperatura, wilgotność gleby, zawartość pierwiastków biogennych, liczebność i stan gatunkowy mikroorganizmów, a także skład gatunkowy szaty roślinnej [Domżał, Bielińska 2007].

Zawartość mineralnych form azotu: N-NH_4^+ oraz N-NO_3^- w badanych glebach kształtowała się w granicach, odpowiednio: 31,9–72,8 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ oraz 8,4–22,2 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ na powierzchniach P1–P3 (tab. 1) i 46,6–97,4 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ oraz 17,1–29,6 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ na powierzchniach Z1–Z3 (tab. 2). Obserwowana we wszystkich latach badań, istotnie większa zawartość N-NH_4^+ i N-NO_3^- w glebie opadowogłejowej (obiekty Z1–Z3) niż w glebie rdzawej (obiekty P1–P3) wiązała się w dużej mierze z warunkami ekologicznymi środowiska glebowego (w zależności od stopnia presji antropogenicznej) determinującymi aktywność mikroorganizmów i poziom sorpcji biologicznej. Bielińska i Głowacka [2004] wykazały, że na kształtowanie się zawartości mineralnych form azotu w glebach istotny wpływ wywierają procesy biochemiczne. Najmniejszą zawartością N-NH_4^+ i N-NO_3^- charakteryzowała się gleba na powierzchni obserwacyjnej P1, położonej w najbliższym sąsiedztwie Zakładów Azotowych (0,5 km), co mogło być efektem intensywnego pobierania N mineralnego przez rośliny zielne, a także wymywania przez kwaśne wody opadowe w okresie jesień-zima-wiosna. W okresie 1997–2006 pokrycie powierzchni P1 przez rośliny zielne, głównie trawy i trzcinnik piaskowy, wynosiło ponad 50% [Domżał, Bielińska 2007].

W glebach badanych powierzchni zawartość amonowej formy azotu była kilkakrotnie większa niż azotanowej (tab. 1, 2). Znaczącym czynnikiem decydującym o relacjach obu form azotu mineralnego w glebach był odczyn. Silne zakwaszenie badanych gleb mogło przyczynić się do spowolnienia tempa procesów mikrobiologicznego utleniania jonów amonowych. Ponadto azotany (V) są znacznie bardziej narażone na straty niż sole amonowe ze względu na większą różnorodność procesów prowadzących do strat. Oprócz strat w postaci gazowej (NO , N_2O i N_2) znaczną rolę odgrywa wymywanie z gleby przez wody opadowe oraz łatwość migracji dyfuzyjnej. W porównaniu z formą amonową łatwość przemieszczania azotanów (V) nieograniczona przez procesy sorpcyjne zwiększa ich dostępność i sprzyja pobieraniu tej formy azotu przez rośliny.

W badanych glebach zawartość azotu amonowego wyraźnie malała z upływem czasu (tab. 1, 2). Statystycznie istotne różnice zaznaczyły się na przełomie lat 2000–2001. W 2006 roku ilości tego składnika w glebach były około 2-krotnie mniejsze niż w latach 1997–1998. Nowa aktywna próchnica, pochodząca z intensywnie obecnie rozkładanych karp sosnowych, jest regulatorem ilościowo-jakościowych składników odżywczych w wyjąłowionych glebach. W warunkach bardzo niskiego pH mikrobiologiczny rozkład drewna jest wprawdzie spowolniony, jednak powstające związki organiczne poprzez wiązanie znacznych ilości wolnego azotu zmniejszają jego zasoby migrujące w glebach [Kowalkowski i in. 1999].

W przypadku azotanów zaznaczyła się wyraźna tendencja do wzrostu zawartości tego składnika w glebach wraz z upływem czasu. Efekt ten, obserwowany od 2000 roku na wszystkich powierzchniach badawczych, może wskazywać na nasilenie procesu enzymatycznego utleniania azotu (nitryfikacji), pomimo wzrastającego zakwaszenia środowiska glebowego, co świadczy o wystąpieniu w monitorowanych ekosystemach leśnych przemian siedliska pod wpływem radykalnie zmniejszonej po roku 1995 emisji azotowej. Badania Bielińskiej i Domżała [2007] prowadzone na monitorowanych powierzchniach obserwacyjnych wykazały ścisłą dodatnią korelację pomiędzy parametrami aktywności biologicznej a zawartością mineralnych form azotu w glebach, co dowodzi, że badane ekosystemy leśne są w stanie włączyć do obiegu biologicznego związki azotu docierające z atmosfery.

Dane dotyczące wpływu kwaśnych emisji na proces nityfikacji w glebach są często sprzeczne [Fritze 1992; Vanhala i in. 1996; Kurek 2002]. Badania Fritze [1992] wykazały, że krótkotrwałe oddziaływanie kwaśnych emisji wpływa toksycznie na mikroorganizmy glebowe i hamuje ich aktywność biochemiczną. Natomiast długotrwały (12 lat) dopływ zwiększonych ilości tego typu zanieczyszczeń zmienił chemiczne właściwości humusu leśnego, lecz nie wpływał na parametry biologiczne gleby [Vanhala i in. 1996]. Zdaniem Kurek [2002] w efekcie długotrwałego oddziaływania nasilonego dopływu zanieczyszczeń pochodzenia antropogenicznego na środowisko glebowe następuje selekcja i adaptacja mikroorganizmów do obniżonego pH. Do niedawna sądzono, że w kwaśnych glebach leśnych za proces nityfikacji odpowiedzialne są głównie mikroorganizmy heterogeniczne. Jednak liczne badania [Kurek 2002] wskazują, że w kwaśnych glebach selekcjonują się kwasotolerancyjne autotroficzne nityfikatory (93% przy pH 3,9–4,3), a udział heterotrofów jest niewielki.

Podsumowując można stwierdzić, że stymulatorami korzystnych zmian w badanych glebach są z pewnością wzrastające na przestrzeni czasu (1997–2006) ilości węgla organicznego i azotu ogółem.

WNIOSKI

1. Ocena stanu środowiska glebowego w rejonie oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy” S.A. na podstawie długookresowego monitoringu (1997–2006) wykazała wzrastające statystycznie istotnie począwszy od lat 2000–2001 ilości węgla organicznego i azotu ogółem oraz malejącą zawartość azotu amonowego w glebach. Świadczy to o wystąpieniu na przełomie lat 2000–2001 pozytywnych przemian siedliska w monitorowanych ekosystemach leśnych pod wpływem radykalnie zmniejszonej po roku 1995 emisji azotowej.
2. Na wszystkich powierzchniach obserwacyjnych stwierdzono wyraźną tendencję do wzrostu zakwaszenia gleb z upływem lat, co mogło być efektem następczego działania kwaśnych emisji na środowisko glebowe.
3. Wyraźnie zaznaczony od 2000 roku wzrost zawartości azotanów w glebach na badanych terenach pomimo nasilającego się zakwaszenia środowiska glebowego jest wskaźnikiem narastania zdolności samoregulacyjnej gleb, co znalazło potwierdzenie w obserwowanych pozytywnych zmianach komponentów ekosystemów leśnych, takich jak: odnowienia naturalne drzewostanów i runa leśnego.
4. Uzyskane wyniki wskazują, że długookresowy monitoring dostarcza informacji o stanie (jakości) środowiska, a także o naturze jego zmian i pozwala na identyfikację trendów. Badania z tego zakresu powinny być kontynuowane, ponieważ ułatwią wybór zabiegów związanych z ochroną i renaturyzacją ekosystemów leśnych w obszarze oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy” S.A.

LITERATURA

- BIELIŃSKA E.J., DOMŻAŁ H., KOPIŃSKA A., PŁECHA R. 1998: Aktywność enzymatyczna gleby zdegradowanych siedlisk leśnych w obszarze oddziaływania Zakładów Azotowych Puławy S.A. *Chemia i Inżynieria Ekologiczna* 5, 11: 953–961.
- BIELIŃSKA E.J., DOMŻAŁ H. 1999: Aktywność enzymatyczna gleb leśnych w obszarze oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy” S.A. Warsztaty Naukowe „Funkcjonowanie gleb leśnych na terenach zagrożonych i trendy jego zmian”, Puławy, 16–17 września 1999: 105–114.

- BIELIŃSKA E.J., DOMŻAŁ H. 2001: Soil enzymatic activity in deteriorated forest ecosystems in the operation area of the "Puławy" S.A. Nitrogen Factory. *Acta Agrophysica* **51**: 7–13.
- BIELIŃSKA E.J., DOMŻAŁ H., ŚWICA M. 2001: Charakterystyka ekotoksykologiczna środowiska glebowego w obszarze oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy” S.A. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* **476**: 49–59.
- BIELIŃSKA E.J., FUTA B. 2003: Zmiany aktywności enzymatycznej i wybranych właściwości chemicznych gleb leśnych w strefie długotrwałej emisji azotowej. *Acta Agrophysica* **87**: 207–215.
- BIELIŃSKA E.J., DOMŻAŁ H. 2004: Zastosowanie testów enzymatycznych do oceny antropogenicznych przekształceń gleb leśnych na terenie Nadleśnictwa Puławy. *Rocz. Glebozn.* **55**: 61–68.
- BIELIŃSKA E.J., GŁOWACKA A. 2004: Zawartość mineralnych form azotu w glebie sadu jabłoniowego w zależności od metody jej pielęgnacji. *Acta Scien. Pol., Hort. Cultus* **3(2)**: 131–145.
- BIELIŃSKA E.J., DOMŻAŁ H. 2007: Aktywność enzymatyczna gleb leśnych w strefie oddziaływania Zakładów Azotowych „Puławy” S.A. *Zesz. Nauk. Univ. Zielonogórskiego* **133**: 44–51.
- DECHNIK I., KACZOR A. 1994: The after-effect of simulated acid rain on some properties of brown soil. *Pol. J. Soil Sci.* **27**: 11–18.
- DOMŻAŁ H., BIELIŃSKA E.J. (red.) 2007: Ocena przeobrażeń środowiska glebowego i stabilności ekosystemów leśnych w obszarze oddziaływania Zakładów Azotowych “Puławy” S.A. Rozprawy i Monografie. *Acta Agrophysica* **145**, 95: 7–13.
- FRITZE H. 1992: Effects of environmental pollution on forest soil microflora – a review. *Silva Fenn.* **26**: 37–47.
- GIANFREDA L., BOLLAG J.M. 1996: Influence of natural and anthropogenic factors on enzyme activity in soil. *Soil Biochemistry* **9**: 123–193.
- KOWALKOWSKI A. 2002: Wskaźniki ekochemicznego stanu gleb leśnych zagrożonych przez zakwaszenie. *Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego* **3**: 31–43.
- KOWALKOWSKI A., KOPRON H., LEWANDOWSKA J., JEDLICZKO S., PŁECHA R. 1999: Możliwości przywracania funkcji leśnych w długotrwanie niezrównoważonym ekosystemie leśnym Nadleśnictwa Puławy. W: Funkcjonowanie gleb leśnych na terenach zagrożonych i trendy jego zmian. Puławy Kom. Nauk Leśnych PAN: 49–63.
- KUREK E. 2002: Związki przyczynowo-skutkowe aktywności mikrobiologicznej i zakwaszenia gleb. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* **482**: 307–316.
- MOTOWICKA-TERELAK T., TERELAK H. 1994: Residual effect of acid rain on the soil. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* **413**: 235–240.
- PRIHA O., HALLANTIE T., SMOLANDER A. 1999: Comparing microbial biomass, denitrification enzyme activity and numbers of nitrifiers in the rhizosphere of *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* seedlings with microscale methods. *Fertility of Soils*, Springer-Verlag: 162 ss.
- VANHALA P., FRITZE H., NEUVONEN S. 1996: Prolonged simulated acid rain treatment in the subarctic: Effect on the soil respiration rate and microbial biomass. *Biol. Fertil. Soils* **23**: 7–14.

Prof. dr hab. Elżbieta Jolanta Bielińska
Instytut Gleboznawstwa i Kształtowania Środowiska,
Akademia Rolnicza w Lublinie
20-069 Lublin, ul. Leszczyńskiego 7
e-mail: elzbieta.bielinska@ar.lublin.pl