

Dyskusja wyników badań

Uzyskane wyniki wskazują na procesy degradacji chemicznej badanych gleb przejawiające się stratami materii organicznej, naruszeniem równowagi jonowej w środowisku i silnym zakwaszeniem gleb leśnych. W warunkach nadal trwającej, aczkolwiek znacznie zmniejszonej emisji, pochodzącej z Zakładów Azotowych „Puławy” S.A. [Kowalkowski, Jedliczko 1996; Kowalkowski i in. 1999], badane ekosystemy leśne znajdują się pod stałą presją czynnika toksycznego [Jedliczko 1999]. Emisja pyłów nawozowych (mocznika i saletry amonowej) w stosunku do 1985 roku została wprawdzie obniżona o 85%, lecz w dalszym ciągu wynosi ponad 600 ton rocznie [Jedliczko 1999]. Należy podkreślić, że reakcja biocenozy na zmiany w biotopie może prowadzić do znaczących chronicznych efektów [Umińska 1988]. Badania Dechnika i Kaczora [1993] dowiodły, że niekorzystne procesy wynikające z zakwaszenia gleby nie zakończyły się wraz z wyeliminowaniem kwaśnych opadów. Ich następcze działanie wywoływało w znacznym zakresie dalsze niekorzystne zmiany w środowisku glebowym.

Także Motowicka-Terelak i Terelak [1994] stwierdzili jednoznacznie, że po odcięciu dopływu kwaśnych deszczy na glebę nastąpił dalszy spadek pH oraz wzrost kwasowości potencjalnej. Zjawisko to znajduje potwierdzenie zarówno w wynikach niniejszych badań, jak i w wieloletnich badaniach Kowalkowskiego i Jedliczko [1996] prowadzonych na zdegradowanych terenach Nadleśnictwa Puławy. Cytowani autorzy wykazali, że w warunkach nie zrównoważenia gospodarki jonowej, przy zachodzących zmianach ilościowych emisji, w glebach o słabej lub utraconej zdolności buforowania zachodzą szybkie, kaskadowe reakcje wymiany kationowej o charakterze zasadowym na kationy pochodzące z emisji i protony wodoru powstające w reakcji wymiennej. Tolerancja ekosystemów na wszelkie zmiany zawartości pierwiastków jest zróżnicowana i zależy głównie od właściwości buforowych środowiska [Łabuda i Niemira 2000].

W niniejszych badaniach najniższe wartości pH, < 3,0, zanotowano w punktach badawczych zlokalizowanych w siedliskach Bs, w odległościach 0,5 i 0,8 km od ZA. Mogło to mieć związek zarówno z intensywnym wymywaniem Ca i Mg przez kwaśne wody opadowe, jak też z pobieraniem tych składników przez zwartą darń rozłogowych korzeni trzcinnika. W glebach leśnych spadek pH powodują kwaśne depozycje, biologiczne zakwaszenie, wymywanie składników zasadowych [Pokojska 1998]. Podczas pobierania składników mineralnych przez korzenie drzew uwalniają się protony, zwiększające zakwaszenie roztworu glebowego. Ponadto przy długotrwałym nadmiarze jonów NH_4^+ w środowisku glebowym i przy zanikaniu w nim aktywności biologicznej powstają nadmiary protonów H^+ wywołujące kwasowe reakcje [Kowalkowski i in. 1999].

Negatywny wpływ kwaśnych imisji na drzewostany, działający poprzez zmiany w glebie (wzrost jej zakwaszenia, pojawienie się składników toksycznych, przeazotowanie, ubytek kationów biofilnych oraz naruszenie równowagi biologicznej) prowadzi do zaawansowanej destabilizacji ekosystemów leśnych [Kuchniarz i Mazurski, 1995; Pokojska, 1997]. Wielu autorów podkreśla, że oddziaływanie przemysłu doprowadza do klęski ekologicznej obszarów leśnych [Brogowski i in., 1997; Drozd, 1995; Kabała, 1995]. Najnowsze badania [Blank i in., 1992; Clarkson i Schmandt, 1992; Foster i in., 1992] wskazują na większą złożoność zjawisk zachodzących w ekosystemach leśnych, a mianowicie poza ujemnym wpływem kwaśnych imisji, obecne zamieranie drzewostanów leśnych jest efektem kompleksowego oddziaływania wielu szkodliwych czynników, w tym między innymi ozonu, deficytu składników pokarmowych w glebie, zanieczyszczeń organicznych, patogenów, niekorzystnych warunków klimatycznych, ocieplenia globalnego.

Badane gleby wytworzone z eolicznie przekształconych utworów polodowcowych cechowały się bardzo niską zawartością C_{org} . W warunkach silnego zakwaszenia rozkład mikrobiologiczny karp po

zniszczonym lesie sosnowym jest zwolniony [Kowalkowski i in. 1999]. Zawartość C organicznego i N ogółem w głębszej warstwie (10-20 cm) gleb badanych obiektów była około dwukrotnie niższa niż w warstwie 5-10 cm. W glebach wytworzonych z piasków, z profilem powstałym w wyniku kumulacyjnej aktywności organizmów zawartości tych składników są najwyższe w poziomach przy powierzchni ziemi i szybko maleją z głębokością [Kowalkowski in. 1999].

Badania wykazały, że w glebach obiektów doświadczalnych ilość formy amonowej azotu przewyższała kilkakrotnie ilość formy azotanowej. $N-NO_3^-$ jest formą łatwo migrującą w profilu glebowym [Filipek 1999]. Również Brożek [1985] odnotował podobną proporcję między tymi formami azotu w niektórych typach gleb leśnych. Wskazuje to na przewagę procesów amonifikacyjnych i na słabo zachodzące procesy nitryfikacji. Wiadomo, że procesowi nitryfikacji w glebach sprzyja odczyn obojętny do lekko kwaśnego. Filipek [1999] podkreśla, że proces nitryfikacji czyli biologiczne utlenianie formy amonowej azotu, jest znaczącym źródłem zakwaszenia gleb. W procesie nitryfikacji (mikrobiologicznej oksydacji) ujawnia się zakwaszające działanie jonu amonowego w glebie. W wyniku tego procesu z 1 mola jonu amonowego powstają 2 mole protonu (H^+). Niska wydajność energetyczna reakcji w obu etapach nitryfikacji powoduje konieczność przetwarzania bardzo dużych ilości azotu do uzyskania przez bakterie *Nitrosomonas* i *Nitrobacter* wystarczających efektów asymilacji i redukcji CO_2 . Aby związać 1 mol C z 1 mola CO_2 grupa bakterii „nitroso” utlenia 35,4 cząsteczek azotu amonowego. W glebach leśnych notuje się na ogół małe nasilenie nitryfikacji, najczęściej z powodu nadmiernego ich zakwaszenia, a w azocie mineralnym z reguły stwierdza się większy udział formy amonowej [Szember 1986].

Jedną z przyczyn bardzo niskiej zawartości przyswajalnych form fosforu w glebach badanych obiektów było ich silne

zakwaszenie. W glebach silnie kwaśnych, pomimo obecności przyswajalnych jonów H_2PO_4^- , warunki sprzyjają silnemu wiązaniu lub wytrącaniu P przez jony Fe, Al i Mn oraz wiązaniu przez minerały ilaste. Jony H_2PO_4^- reagują z obecnymi w kwaśnym środowisku jonami Fe i Al lub uwodnionymi tlenkami tych pierwiastków, czyniąc fosfor niedostępny dla roślin. Maksimum rozpuszczalności fosforanów osiągnęte jest przy pH gleby w granicach 6-7.

Na badanym terenie ciągły dopływ do gleby związków N, a szczególnie NO_x i NH_3 , przy wysokim poziomie emisji SO_2 [Kowalkowski i Jedliczko 1996], spowodował wymycie K i Mg. W obecności drzewostanów iglastych i liściastych proces ten może być uwarunkowany filtrującym działaniem koron drzew oraz spływem po pniach drzew [Kowalkowski i Jedliczko 1996]. Znaczne ilości K są związane w masie organicznej roślin i organizmów glebowych oraz w próchnicy glebowej i wchodzi do obiegu biologicznego na dłuższe okresy czasu [Filipek 1999]. Straty magnezu mogły być spowodowane przez wody opadowe przemywające glebę. Wymywanie Mg z gleb może wynosić nawet kilkadziesiąt kg z ha rocznie. O ile potas wymywany jest głównie z gleb lekkich, to magnez wymywany jest także z gleb cięższych. Ruchliwość magnezu powoduje, że trudno jest utrzymać jego zapasy w glebie [Filipek 1999]. Jak już wspomniano wcześniej, w warunkach wzrastającego zakwaszenia gleb zasadowe kationy są łatwo desorbowane przez protony z kompleksu sorpcyjnego o stosunkowo niskiej pojemności w glebach wytworzonych z piasków.

Dla osób szukających pomocy w pisaniu prac z różnych dziedzin polecamy serwis [pisanie prac](#) z prawa, administracji, zarządzania, marketingu, pedagogiki i wielu innych dziedzin.