

JÓZEF MITKA

Eutrofizacja siedliska leśnego Puszczy Niepołomickiej

I. Zmiany poziomu organicznego i mineralno-próchnicznego*

Eutrophication of the Forest Site of the Niepołomicka Forest
I. Changes in the Organic and the Mineral-Organic Horizons

Wstęp

Zamieranie lasu (forest decline) na dużych obszarach Europy jest jednym z najbardziej niepokojących przejawów ogólnego kryzysu ekologicznego (4,38). Spośród wielu przyczyn tego zjawiska wymienia się nadmierne wzbogacenie siedlisk leśnych w związki azotu (9, 41). Jednym ze skutków postępującej eutrofizacji jest zanikanie roślin siedlisk oligotroficznych, np. borowych, zarówno zielnych, jak i drzew; zyskują natomiast na znaczeniu rośliny siedlisk żyznych, np. nitrofity (10, 19, 24, 25, 29). Przekształceniom tym towarzyszą procesy zachodzące w glebie: np. zmiany odczynu, składu chemicznego oraz aktywności biologicznej. Doświadczenie nawożeniowe przeprowadzone na trwałych poletkach (24, 27) umożliwiło określenie zmian fizyko-chemicznych wierzchnich warstw gleb bory mieszanego (*Pino-Quercetum*) pod wpływem odkwaszenia i wzbogacenia w pierwiastki mineralne.

Materiały i metoda

Badania przeprowadzono w Puszczy Niepołomickiej na trwałych powierzchniach założonych w wilgotnym wariantcie boru mieszanego (*Pino-Quercetum*). Drzewostan na poletkach doświadczalnych składa się z introdukowanej 100 letniej sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris*) oraz odnawiającego się spontanicznie dębu szypułkowego (*Quercus robur*), który tworzy niższe piętro drzew.

*Praca finansowana przez KBN, grant IB/91

W jednorodnym płacie roślinności w kwietniu 1979 r. wytyczono na trwale w oddziale leśnym 273a Nadleśnictwa Kłaj cztery poletka o wymiarach 20 x 20 m. Trzy z nich były nawożone w latach 1980–1985, natomiast czwarte — nie nawożone, służyło jako poletko kontrolne. Poletka nawożono ręcznie w połowie kwietnia według następującego schematu: A — kontrola; B — nawożone mocznikiem, superfosfatem pylistym pojedynczym oraz chlorkiem potasu w ilości po 100 kg/ha N, P, K co drugi rok, tzn. w 1980, 1982 oraz 1984; C — corocznie w 1980–1985 na przemian mocznikiem i azotanem amonu w ilości 100 kg N/ha oraz fosforem i potasem co drugi rok (1980, 1982, 1984) w ilości 80 kg/ha P i 90 kg/ha K oraz dolomitem pylistym w odmianie marmurowej (32% CaO i 20% MgO) w ilości 2 t/ha w 1980 i 1985 r; D — corocznie N (mocznik), P i K po 200 kg/ha czystego składnika. Dawka nawozów użyta na poletku B odpowiadała ilości (w przeliczeniu na ha) zastosowanej przez administrację leśną w nawożeniu drzewostanów w latach 1973–1978 (28), dawka na poletku C jest optymalna dla tego siedliska (1), natomiast ilość nawozów użyta na poletku D ma charakter dawki intensywnej. Doświadczenie ze względu na brak powtórzeń jest “pseudoreplikacją” (15). Wyrównane warunki siedliskowe oraz ustalenie jedynie głównych wpływów zabiegu pozwalają na zrezygnowanie z powtórzeń (18). Dane liczbowe poddano analizie wariancji.

Zmienność prób glebowych opisano za pomocą analizy wielozmiennej porządkując je na płaszczyźnie zdefiniowanej przez główne składowe (PCA) na podstawie macierzy korelacji pomiędzy zmiennymi (dane standaryzowane — (39).

Glebę określono jako murszowo-glejową (2). Próchnica typu drosomor składa się z trzech podpoziomów: surowinowego AoL, butwinowego AoF i epihumusowego AoH (terminologia wg Prusinkiewicza (36). Poniżej znajduje się poziom mineralno-próchniczny murszasty, zbielicowany A₁A₂M o miąższości ok. 8 cm, utworzony z piasku słabogliniastego. Skalę podścielającą (poniżej 128 cm) tworzy żwir z kamieniami (1–30 mm średnicy).

Próby próchnicy nadkładowej (AoF i AoH) i nierozłożonej ściółki (AoL) oraz poziomu mineralno-próchnicznego murszastego (A₁A₂M) pobierano za pomocą ramy metalowej o wym. 10 x 10 x 25 cm w siedmiu powtórzeniach z każdego poletka z końcem września 1985 i na przełomie kwietnia i maja 1991 r. Następnie utworzono dwie próby mieszane z każdego podpoziomu próchnicznego oraz poziomu A₁A₂M. Ściółkę leśną zmineralizowano w stężonym H₂SO₄, zawartość azotu określono metodą Kjeldahla, fosforu i magnezu kolorymetrycznie (z wanado-molibdenianem) oraz potasu i wapnia fotometrycznie. W poziomie mineralno-próchnicznym ilość ogólnego azotu określono metodą Kjeldahla, węgla organicznego — Tiurina w modyfikacji Oleksynowej, fosforu i potasu — Egnera-Richma, magnezu — Schachtschabela, wapnia w octanie amonu (20). Pojemność sorpcyjną określono metodą Kappena (31).

Wyniki

Miąższość podpoziomu AoL na poletkach doświadczalnych wynosiła w 1985 r. 1,6–2,5 cm, podpoziomu AoF 2,6–4,3 cm (brak różnic statystycznie istotnych zarówno pomiędzy poletkami jak i latami). W 1991 miąższość podpoziomu AoH była statystycznie istotnie

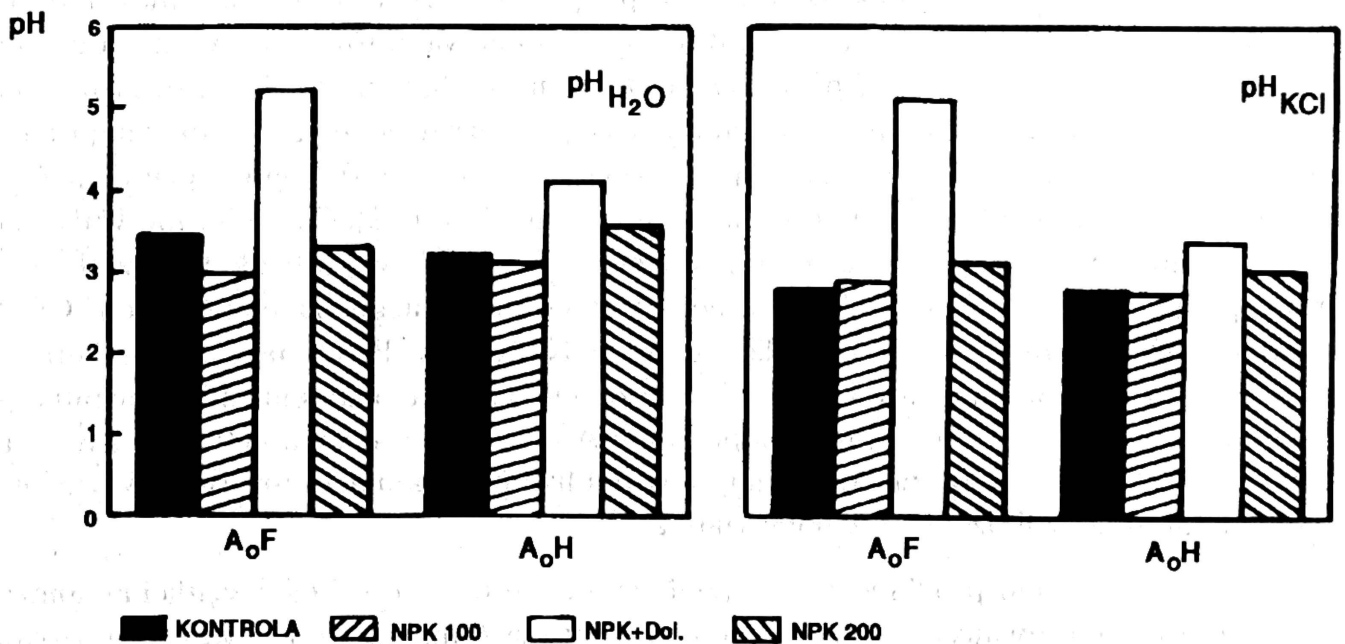
TABELA 1

Analiza wariancji miąższości (1985, 1991) i gęstości objętościowej rzeczywistej (1991) podpoziomów AoL, AoF i AoH na poletkach doświadczalnych. Poziom istotności: * — $p < 0,05$, ** — $p < 0,01$, *** — $p < 0,001$

Podpoziom Rok	AoL		AoF		AoH	
	1985	1991	1985	1991	1985	1991
Poletko	Miąższość [cm]					
Kontrola	1,6	-	3,2	3,0	5,3	3,6
NPK 100	2,5	-	2,7	3,0	5,4	2,7
NPK+Dol	2,1	-	3,2	3,3	5,6	4,2
NPK 200	2,3	-	2,6	4,3	5,9	3,5
Test F						
Lata	-		3,9		63,1***	
Zabieg	1,5		< 1		< 1	
	Gęstość objętościowa [g cm ³]					
Kontrola	0,05	-	0,19	-	0,36	-
NPK 100	0,09	-	0,21	-	0,59	-
NPK+Dol	0,08	-	0,18	-	0,46	-
NPK 200	0,08	-	0,20	-	0,61	-
Test F						
Zabieg	2,7		< 1		3,4 *	

mniej sza na wszystkich poletkach w porównaniu z 1985 r. (tab. 1). Największą zmienność gęstości objętościowej rzeczywistej stwierdzono w podpoziemiu AoH (0,36–0,61 g/cm³), natomiast w pozostałych podpoziomach podściółki nie stwierdzono istotnych różnic pomiędzy poletkami.

PODPOZIOMY ORGANICZNE



RYC. 1. Odczyn podpoziomów próchnicznych na poletkach doświadczalnych w 1991 r.

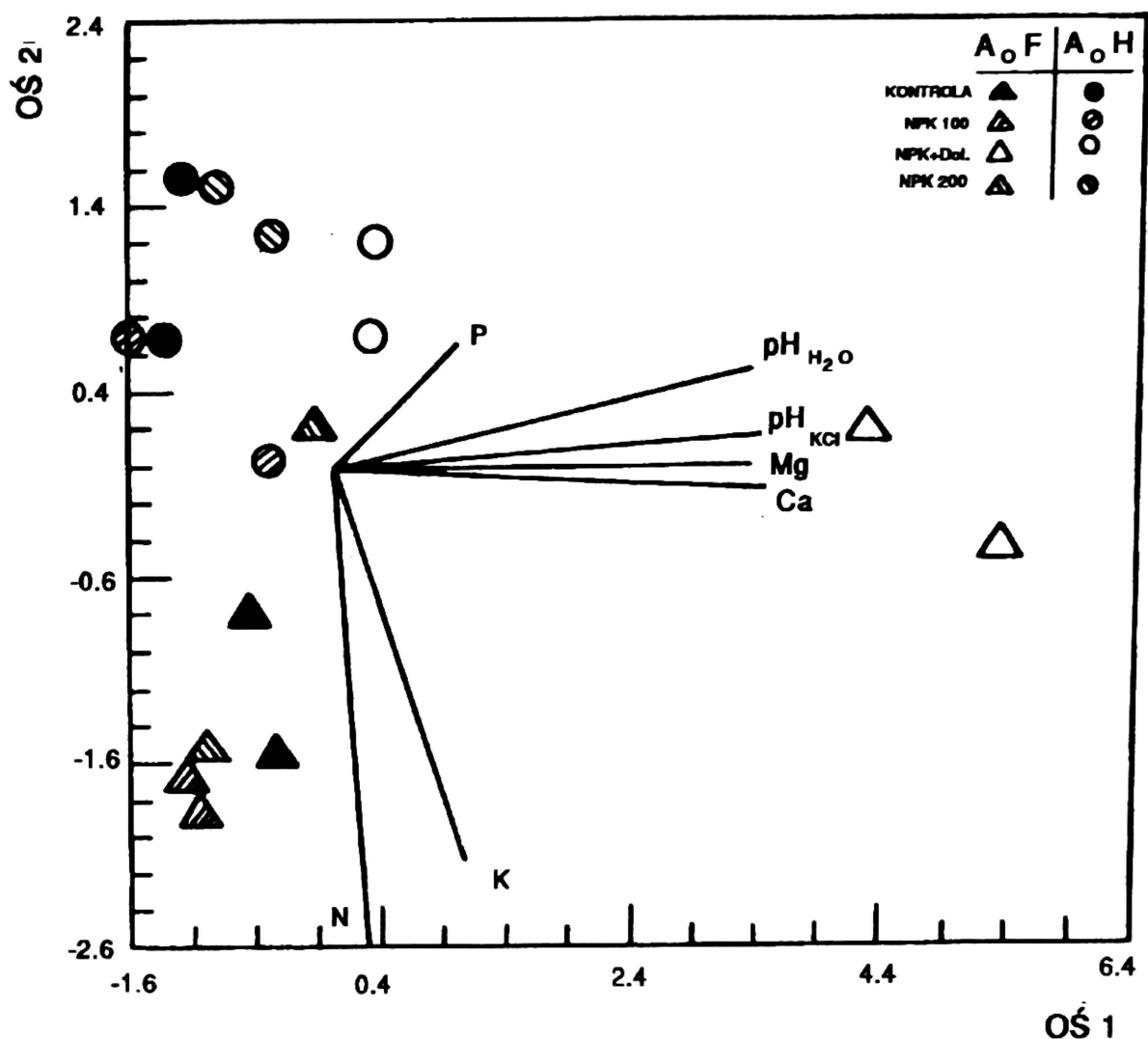
TABELA 2

Analiza wariancji w klasyfikacji podwójnej zawartości pierwiastków mineralnych (% s.m.) w podpoziomach AoF i AoH na poletkach doświadczalnych w 1991. tzn. w sześć lat po zakończeniu nawożenia. Poziomy istotności — patrz tabela 1.

Pierwiastek	N	P	K	Ca	Mg
Poletko			AoF		
Kontrola	1.64	0.090	0.235	0.16	0.002
NPK 100	1.95	0.035	0.195	0.05	0.007
NPK+Dol.	1.59	0.100	0.205	2.42	0.095
NPK 200	1.75	0.100	0.180	0.14	0.001
			AoH		
Kontrola	1.22	0.075	0.125	0.03	0.001
NPK 100	1.32	0.070	0.160	0.12	0.010
NPK+Dol.	1.44	0.070	0.115	0.25	0.035
NPK 200	1.16	0.080	0.125	0.17	0.004
Test F					
Efekt główny	3.67	< 1	6.92**	47.68***	12.93***
Poziom	13.06**	< 1	25.10***	40.31***	3.22
Poletko	< 1	< 1	< 1	50.14***	16.17***
Interakcja poz. x pol.	< 1	< 1	< 1	39.35***	4.16*

Długoterminowy wpływ zabiegu doświadczalnego na skład chemiczny podpoziomów próchnicznych uwidocznił się w przypadku wapnia i magnezu, gdzie stwierdzono znaczny przyrost koncentracji tych pierwiastków na poletku dolomitowanym, zwłaszcza w podpoziomie AoF (tab. 2). Nie stwierdzono różnic pomiędzy poletkami w przypadku azotu, potasu i fosforu w podpoziomach próchnicznych w sześć lat po nawożeniu. Jedynie różnica pomiędzy poszczególnymi podpoziomami była statystycznie istotna: zarówno azot jak i potas występowały w większej koncentracji w podpoziomie AoF, w porównaniu z podpoziomem AoH (tab. 2). Na poletku dolomitowanym zanotowano również zmianę odczynu podpoziomu AoF, gdzie wartość pH (woda dest.) wynosiła 5,2, przy pH kontroli równym 3,4 (ryc. 1). Uporządkowanie prób próchnicy leśnej na płaszczyźnie zdefiniowanej przez dwie pierwsze składowe, które wyjaśniają, odpowiednio 55,5 i 20,0% ogólnej zmienności, w sposób syntetyczny obrazuje wynik analiz chemicznych (ryc. 2). Oś 1 zdefiniowana jest przez zmienność wynikającą z odczynu i koncentracji Ca i Mg w próbach. Rozdziela ona próby podpoziomu AoF pochodzące z poletka dolomitowanego od pozostałych. Oś 2 zdefiniowana jest przez zmienność koncentracji N, K oraz P. Oś ta rozdziela próby pochodzące z podpoziomu AoF i AoH, zwłaszcza pod względem zmienności koncentracji azotu i potasu (tab. 2). Jedna z prób podpoziomu AoF (pochodząca z poletka intensywnie nawożonego — NPK 200) znalazła miejsce w pobliżu prób podpoziomu AoH. Wyjaśnić to można m.in. jej zubożeniem w potas (tab. 2).

W poziomie mineralno-próchnicznym A₁A₂M stwierdzono wzrost ilości węgla i magnezu na poletku dolomitowanym, w porównaniu z kontrolą (tab. 3). Konsekwencją wzrostu zawartości węgla na poletku dolomitowanym było poszerzenie stosunku C/N do 25,8,



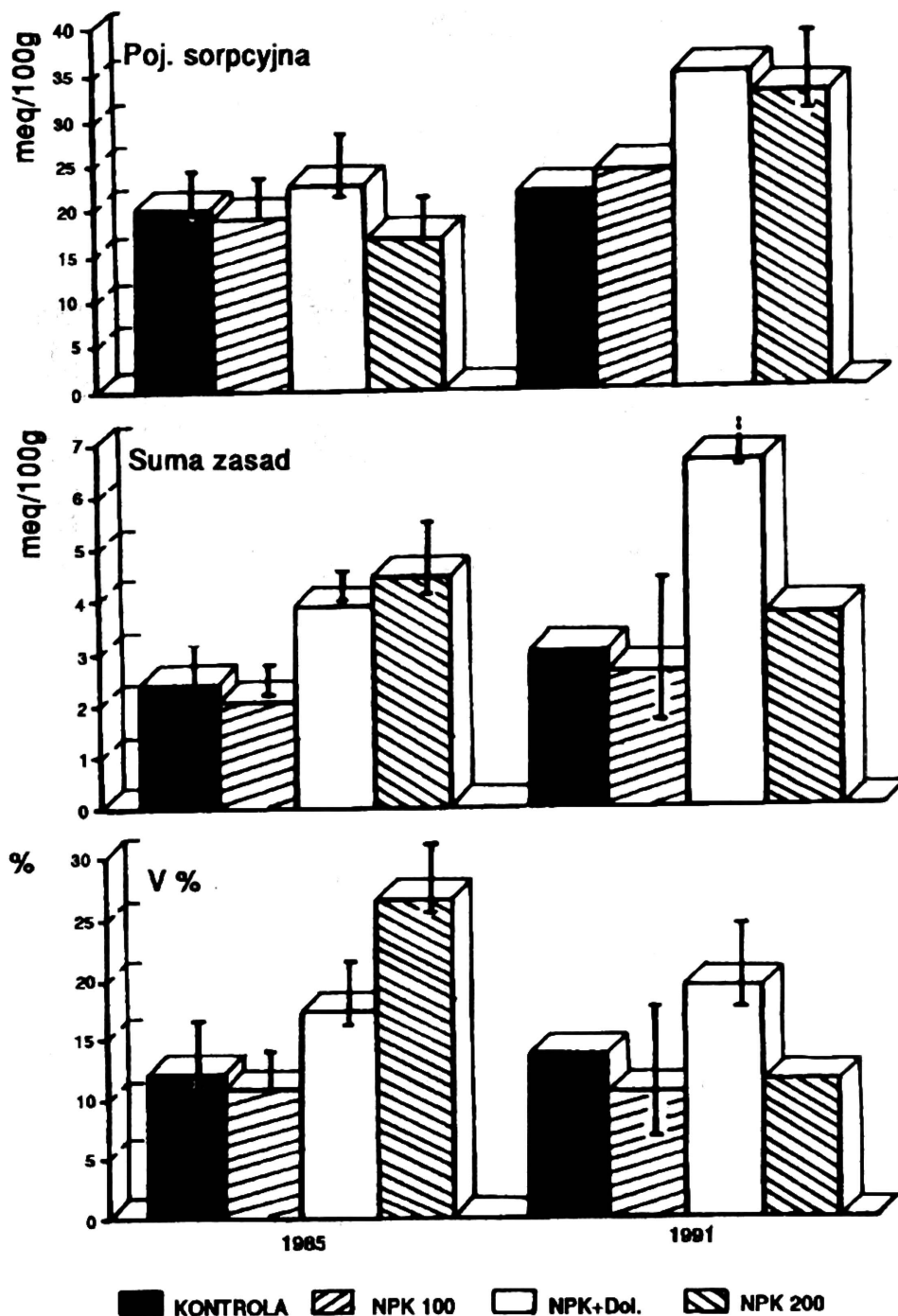
RYC. 2. Uporządkowanie prób podziomów próchnicznych z poletek doświadczalnych (1991 r.) wzdłuż dwóch pierwszych składowych. Linie proste wychodzące z początku układu współrzędnych (zmienne) definiują składowe: mały kąt pomiędzy zmiennymi oznacza silną korelację dodatnią, 180° — korelację ujemną ($r = -1$), 90° — brak korelacji ($r = 0$); długość linii określa znaczenie poszczególnych zmiennych w definiowaniu składowych

podczas gdy na poletku nie nawożonym wynosił on 20,2. Dolomitowanie w niewielkim stopniu zmieniło stosunek Ca/K. Intensywne nawożenie (NPK 200) podwyższyło stosunek Ca/Mg do 12,7, podczas gdy na kontroli wynosił 4,0 (tab. 3). Pojemność sorpcyjna poziomu mineralno-próchnicznego wzrosła na poletku dolomitowanym w 1991 do 34,8 me/100 g, w porównaniu z 21,9 me/100 g na powierzchni kontrolnej (ryc. 3). Także suma zasad oraz stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego zasadami w 1991 r. były największe na tym poletku. W 1985 r. największe wartości tych parametrów stwierdzono na poletku NPK 200 (ryc. 3). Bezpośrednio po nawożeniu (1985) największe różnice w odczynie poziomu mineralno-próchnicznego stwierdzono na poletku dolomitowanym (odczyn mierzony w KCl), natomiast w 1991 r. na tym samym poletku, lecz mierzonym w wodzie destylowanej (ryc. 4).

TABELA 3

Analiza wariacji zawartości pierwiastków mineralnych w poziomie mineralno-próchnicznym na polkach doświadczalnych. Poziomy istotności — por. tabela 1.

Pierwiastek	C	N	P	K	Ca	Mg	C N	Ca K	Ca Mg
Poletko	%	mg 100 g gleby							
Kontrola	5,26	0,26	0,87	6,66	40,00	10,00	20,2	6,0	4,0
NPK 100	6,33	0,30	1,39	4,56	44,75	6,48	21,1	8,8	6,9
NPK+Dol.	8,76	0,34	1,02	5,64	54,25	26,48	25,8	9,6	2,1
NPK 200	7,11	0,29	1,72	6,72	56,50	4,44	24,5	8,4	12,7
Test F									
Zabieg	12,92*	1,85	2,70	<1	1,26	20,19**	-	-	-

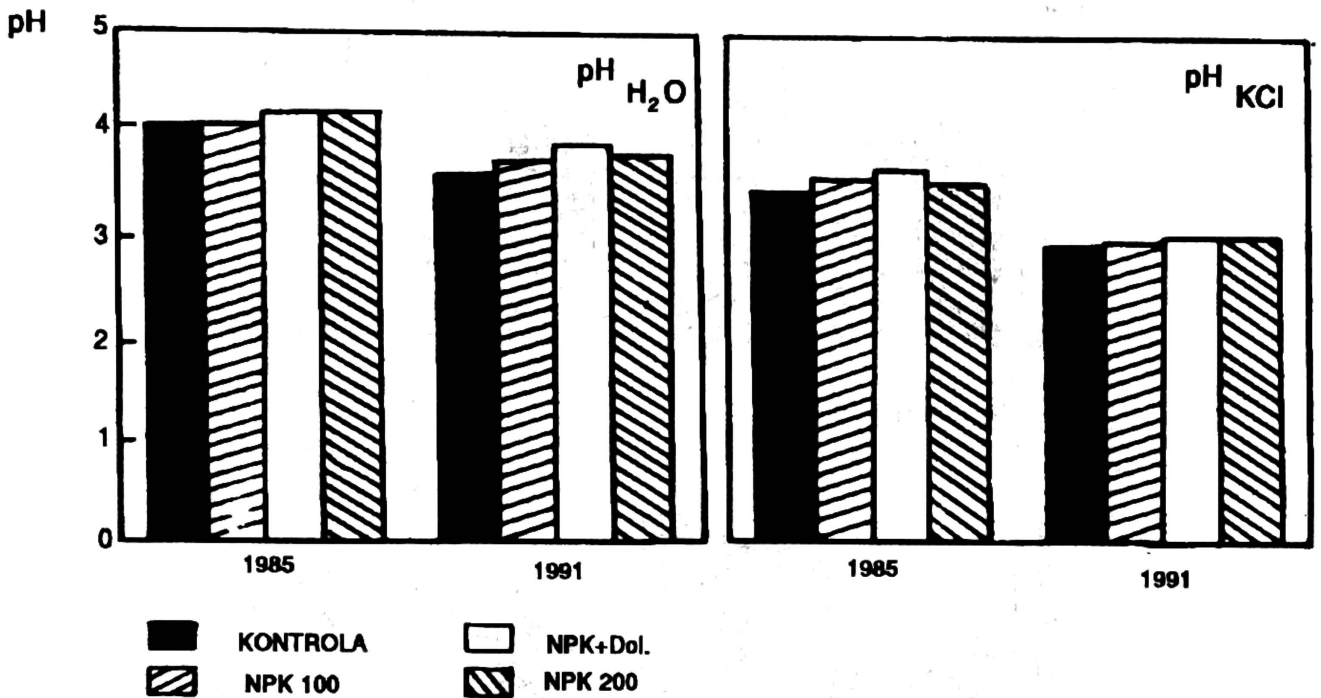


RYC. 3. Pojemność sorpcyjna, suma zasad oraz stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego zasadami (V%) poziomu mineralno-próchnicznego (A_1A_2M) na poletkach doświadczalnych w 1985 i 1991. Pomiar kontroli w 1991 opiera się na jednym powtórzeniu. Linie pionowe określają zakres wartości zmiennej

Dyskusja

Otrzymane wyniki pozwalają wyróżnić zmiany parametrów fizyko-chemicznych gleby, które można przypisać wyłącznie wpływowi zastosowanego nawożenia (np. zmiany odczynu, zawartości magnezu w próchnicy, por. ryc. 2, tab. 2), jak i zmiany o charakterze ogólnym, stwierdzone zarówno na poletkach nawożonych, jak i kontrolnych. Do takich należy zaliczyć istotne statystycznie zmniejszenie miąższości podpoziomu AoH wszystkich poletek w 1991 r. średnio o 37%, w porównaniu z 1986 (tab. 1). Rezultat ten należy

POZIOM MINERALNO- PRÓCHNICZNY



RYC. 4. Odczyn poziomu mineralno-próchniczno (A₁A₂M) w 1985 i 1991 na poletkach doświadczalnych

przypisać prawdopodobnie skumulowanemu oddziaływaniu czynników klimatycznych, zwłaszcza nadmiernemu i długotrwałemu przesuszeniu wierzchniego poziomu gleby wskutek okresowej suszy (7). Według Fajto (11) piaszczyste gleby "borowej" części Puszczy Niepołomickiej są niestabilne i narażone w okresach suszy na przesuszenie i napowietrzenie, co w konsekwencji prowadzi do procesów stymulujących procesy murszenia i mineralizacji materii organicznej. Proces ten przypomina zjawiska występujące w glebie po zrębie zupełnym, gdzie w początkowych 15 latach straty masy poziomu próchniczno przewyższać mogą 50% (8). Gwałtowny dopływ pierwiastków mineralnych, pochodzących z intensywnie mineralizowanej materii organicznej, wyjaśnia przyczyny gwałtownego rozwoju gatunków nitrofilnych (np. *Rubus idaeus*, *Milium effusum*) na poletkach nienawożonych (23, 24).

Brożek (6) badając tempo mineralizacji azotu w poziomach próchnicznych Puszczy Niepołomickiej stwierdził, iż ilość azotu zmineralizowana w ciągu roku w butwinie murszowej wynosiła 4,1% jego wartości ogólnej, tzn. 158,9 g/dcm³. Udział azotu azotanowego uwolniony z kwaśnej próchnicy (pH_{H₂O} 3,1) był bardzo wysoki i wynosił 52%. Nitryfikacja w kwaśnym materiale organicznym została już opisana wielokrotnie (12, 21, 37), jakkolwiek nie został do końca rozpoznany mechanizm tego zjawiska. (prawdopodobnie proces ten zachodzi na drodze rozkładu heterotroficznego — (12). Uwalnianie azotu w postaci azotanowej może następować podczas cyklicznego przesuszania i nawilżania materiału organicznego (5, 35). Zważywszy na wynik sugerujący intensywną mineralizację na poletku kontrolnym można przypuszczać, iż wpływ warunków klimatycznych (okresowa susza) odgrywał co najmniej tak dużą rolę w regulowaniu tempa rozkładu materii organicznej na poletkach doświadczalnych w Puszczy Niepołomickiej, jak pozostałe czynniki, tj. odkwaszenie gleby i nawożenie mineralne.

Poszerzenie stosunku C/N w poziomie mineralno-próchnicznym na poletkach nawożonych może dowodzić zmniejszenia aktywności biologicznej. Stwierdzenie to jest przeciwstawne wyrażonej opinii o uruchomieniu pierwiastków mineralnych w badanej próchnicy. Według Olssona (30) poszerzenie stosunku C/N po zastosowaniu wapna w ubogiej, piaszczystej glebie jest spowodowane aktywnością mezofauny glebowej, transportującej materiał organiczny w głąb profilu, i przez to odmładzającej wiek próchnicy i zmniejszającej stopień jej rozłożenia. Mechanizm ten jest mało prawdopodobny w próchnicy typu mor. Wzrost stosunku C/N, zwłaszcza na poletkach nawożonych można przypisać zwiększeniu 1) masy nierozłożonej korzeni, zwłaszcza traw (27), 2) mikrobiologicznej immobilizacji azotu wskutek zwiększenia aktywności biologicznej organicznych poziomów gleby leśnej (13, 32), z równoczesnym zmniejszeniem miąższości poziomu organicznego i mikrobiologicznym unieruchomieniem azotu (12, 21, 35); konsekwencją tego procesu może być poszerzenie stosunku C/N materiału organicznego, oraz 3) koncentracji trudno rozkładających się frakcji organicznych w wyniku dwuetapowego procesu dekompozycji materiału organicznego wg modelu Berga (3). W etapie pierwszym (trwającym do utraty 30–35% masy początkowej) czynnikiem regulującym tempo dekompozycji jest zawartość pierwiastków mineralnych (zwłaszcza azotu — 14, 40) w materiale organicznym; w etapie drugim kluczową rolę odgrywa koncentracja lignin — przy znacznym spadku tempa dekompozycji. Podobny mechanizm rozkładu materii organicznej (na przykładzie badań prowadzonych na torfowisku wysokim) podają Johnson i Damman (17), którzy zaobserwowali początkowo szybkie (w okresie pierwszych dziesięciu miesięcy), a następnie zwolnione tempo rozkładu *Sphagnum* spp. W etapie pierwszym aktywność mikrobiologiczna stymulowana była dostępnością łatwo metabolizowanych związków, natomiast etap warunkowany był obniżoną zawartością substratu składającego się z trudno rozkładających się związków ligninopodobnych i spolimeryzowanych tłuszczów. Wydaje się prawdopodobne, iż na poletkach w Puszczy Niepołomickiej dekompozycja materii organicznej zachodziła według przedstawionego dwuetapowego modelu: w etapie pierwszym, tzn. przyspieszonej dekompozycji, który wystąpił w latach suszy zaobserwowano wzmożony rozwój gatunków nitrofilnych oraz intensywny rozwój korzeni traw (24, 25, 27). W etapie drugim, związanym ze zwiększeniem udziału trudno rozkładających się lignin, stwierdzono poszerzenie stosunku C/N na poletkach nawożonych.

Wzrost pojemności sorpcyjnej poziomu mineralno-próchnicznego, stwierdzony na poletku dolomitowanym oraz intensywnie nawożonym (ryc. 3) może być związany zarówno z odkwaszeniem (a także pozostałością nierozłożonego dolomitu), jak i zwiększeniem stopnia humifikacji materiału organicznego (33, 34). Pierwsza z wymienionych przyczyn, tzn. wzrost odczynu, powiązany ze zwiększeniem stopnia wysycenia zasadami, odgrywała rolę w 1985 r. na poletku intensywnie nawożonym (NPK 200, ryc. 3,4). Duża dawka mocznika (1200 kg N) w ciągu sześciu lat spowodowała wzrost stopnia wysycenia kompleksu sorpcyjnego zasadami, przede wszystkim jonami NH^+ , pochodzącymi z hydrolizy amoniaku. Jony te prawdopodobnie nie wyparły pozostałych wymiennych kationów zasadowych, lecz wskutek zwiększonego pH i wzrostu stopnia jonizacji grup kwaśnych, zajęły miejsce wodoru (33). W 1991 r. największy procent wysycenia kompleksu sorpcyjnego zasadami stwierdzono na poletku dolomitowanym. Jest to rezultat przejścia w formy rozpuszczalne jonów wapnia i magnezu (tab. 2) z zastosowanego dolomitu. Mniej oczywisty wydaje się mechanizm utrzymania wysokiego kompleksu sorpcyjnego na poletku intensywnie nawo-

zonym (ryc. 3). Można przypuszczać, jak już wspomniano, iż jest to głównie rezultat wzmożonej humifikacji materii organicznej (33). Intensywności procesów mikrobiologicznych w poziomie mineralno-próchnicznym dowodzi zmniejszona, w porównaniu z innymi poletkami nawożonymi (pomimo największej dawki zastosowanego mocznika) ilość azotu (tab. 3), prawdopodobnie mikrobiologicznie unieruchomionego.

Uzyskane wartości pojemności sorpcyjnej określają jedynie potencjalne możliwości wymiennego adsorbowania kationów (34).

Duża ilość zasad oraz zwiększony stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego jonami zasadowymi na poletku dolomitowanym w 1985 r. dowodzi długoterminowego wpływu zabiegu doświadczalnego. W sześć lat po dolomitowaniu największą zawartość magnezu oraz wapnia stwierdzono w poziomie fermentacyjnym (tab. 2).

Dolomitowanie może wywołać deficyt potasu w wyniku antagonizmu Ca/K (23). Nie odnotowano jednak tego zjawiska podczas badań w Puszczy Niepołomickiej, gdyż zastosowano równoczesne nawożenie potasowe. Stwierdzono natomiast poszerzenie stosunku Ca/Mg w poziomie mineralno-próchnicznym na poletku intensywnie nawożonym (tab. 3). Jest to wynik niekorzystny, ponieważ może doprowadzić do zaburzenia gospodarki magnezem u drzew. Podobny stosunek Ca/Mg uwidocznił się w liściach i pędach borówki czernicy na tym poletku (26). Należy podkreślić, iż tempo spadku liczebności pędów oraz biomasy tej krzewinki było największe na tej powierzchni (24, 27).

Konkluzja

Opisane zmiany chemizmu i właściwości sorpcyjnych wierzchnich warstw gleby leśnej zachodziły równolegle ze zmianami florystycznymi runa, które jednoznacznie wskazują na postępującą eutrofizację siedliska leśnego (24). Jej przyczyną był nie tylko zabieg doświadczalny, lecz także prawdopodobnie okresowa susza, której nasilenie wystąpiło w latach 1982–1984. Przesuszenie poziomów organicznych spowodowało ich przyspieszoną mineralizację i gwałtowną eutrofizację siedliska. Na tej podstawie można wnioskować, iż dostrzegane przejawy wzbogacenia ubogich siedlisk leśnych w pierwiastki mineralne, obok czynników pochodzenia antropogenicznego, mogą mieć również przyczyny naturalne.

Z Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego

Literatura

1. **Adamczyk B.:** Site formation. W: Grodziński W., Weiner J., Maycock P.F. (Red.) Forest ecosystems in industrial region. 1984, Springer, Berlin. Ecol. Stud. 49, 237–239.
2. **Adamczyk B.:** Jednostki glebowo-siedliskowe Puszczy Niepołomickiej i ich odporność na antropopresję. 1984. Stud. Ośr. Dok. Fizjogr. 12, 155–196.
3. **Berg B.:** Decomposition of root litter and some factors regulating the process: long-term root litter decomposition in a Scots pine forest. 1984, Soil Biochem. Biol. 16 no. 6, 609–617.

4. **Bernadzki E.:** Refleksje na temat obumierania lasu. 1986, Sylwan 5, 21–27.
5. **Birch H.F.:** The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. 1960?, Plant and Soil 10, 9–31.
6. **Brożek S.:** Mineralizacja azotu w poziomach próchnicznych gleb puszczy Niepołomickiej, 1986. Roczn. Glebozn. tom XXXVII nr 2–3, 225–235.
7. **Chylarecki H., Filipiak M.:** Susza w latach 1982–1984 w świetle metody Gausson-Waltera, 1987, Sylwan 4, 1–14.
8. **Covington W.W.:** Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. Ecology 1981 no. 62, 41–48.
9. **Encke B.G.:** Stickstoff und Waldsterben. 1986, Allg. Forstz. 37, 922–923.
10. **Ellenberg H., jun.:** Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluss von Düngung und Immisionen. 1985, Schweiz. Zeitsch. Forstw. 136, 19–39.
11. **Fajto A.:** Stosunki tlenowe i wodne gleb Puszczy Niepołomiczkiej. Stud. Ośr. Dok. Fizjogr. 12, 223–236.
12. **Federer C.A.:** Nitrogen mineralization and nitrification: depth variation in four New England soils. 1983, Soil Sci. Soc. Am. J. 47, 1008–1014.
13. **Hauke-Pacewiczowa T., Trzcńska M.:** Nawożenie azotowe jako czynnik aktywizacji biologicznej organicznych poziomów gleb pod monokulturami sosnowymi. Las Polski 1982 nr 7, 24–25.
14. **Grabińska B.:** Szybkość rozkładu ściółki w glebach różnych środowisk leśnych Środkowej Polski. Arch. Ochr. Środ. 1988 nr 1–2, 89–98.
15. **Hurlbert S.H.:** Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. 1984, Ecol. Monogr. 54, 187–211.
16. **Johnson D.W., Edwards N.T., Todd D.E.:** Nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification following urea fertilization of a forest soil under field and laboratory conditions. 1980, Soil Sci. Soc. Am. J. 44, 610–616.
17. **Johnson L.C., Damman A.W.H.:** Species-controlled Sphagnum decay on a South Swedish raised bog. 1991, Oikos 61 no. 2, 234–242.
18. **Kellner O., Marshagen M.:** Effects of irrigation and fertilization on the ground vegetation in a 130-year-old stand of Scots pine. 1991, Can. J. For. Res. 21, 733–738.
19. **Kowarik I., Sukopp H.:** Auswirkungen von Luftverunreinigungen auf die Bodenvegetation von Walder, Heiden und Mooren, 1984, Allg. Forstz. 12, 292–293.
20. **Lityński T., Jurkowska H., Gorlach E.:** Analiza chemiczno-rolnicza. 1976, PWN, Warszawa.
21. **Mahendrappa M.K.:** Changes in the organic layers under a black spruce stand fertilized with urea and triple superphosphate. 1978, Can. J. For. Res. 8, 237–242.

22. **Mahendrappa M.K., Saloni P.O.:** Nutrient dynamics and growth response in a fertilized black spruce stand. 1982, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46, 127–133.
23. **Matzner E., Khanna P.K., Meiwes K.J., Ulrich B.:** Effects of fertilization and liming on the chemical soil conditions and element distribution in forest soils. 1985, *Plant and Soil* 87, 405–415.
24. **Mitka J.:** Fitocenotyczna i populacyjna reakcja roślin runa boru mieszanego (*Pino-Quercetum*) w Puszczy Niepołomickiej na nawożenie mineralne. Dysertacja, Instytut Botaniki UJ, 1990.
25. **Mitka J.:** The effect of mineral fertilization on quantitative ratios in the herb layer of the mixed oak-pine forest (*Pino-Quercetum*) in the Niepołomice Forest Area. 1987, *Acta Agr. et Silv., Ser. Silv.* 26, 75–85.
26. **Mitka J.:** Eutrofizacja siedliska leśnego Puszczy Niepołomickiej. II. Zmiany składu chemicznego roślin runa. *Sylwan* 5.
27. **Mitka J., Szczepanek K., Zemanek B.:** Changes in a herb layer biomass of the mixed oak-pine forest (*Pino-Quercetum*) in the Niepołomice Forest Area effected by mineral fertilization with NPK and dolomite. 1987, *Acta Agr. et Silv., Ser. Silv.* 26, 61–74.
28. **Mitka J., Zemanek B.:** Wpływ nawożenia mineralnego na runo boru mieszanego (*Pino-Quercetum*) w Puszczy Niepołomickiej. 1986, *Sylwan* 8, 49–58.
29. **Nihlgård B.:** The ammonium hypothesis — an additional explanation for the forest dieback in Europe. 1985, *Ambio* 1, 2–8.
30. **Olsson M.T.:** Long-term impact of lime on the humus form in a beech stand on sandy till. 1986, *Stud. For. Suec.* 174, 1–12.
31. **Oleksynowa K., Tokaj J., Jakubiec J.:** Przewodnik do ćwiczeń z gleboznawstwa i geologii dla studentów AR. II. Metody laboratoryjne analizy gleby. 1976, Kraków: AR.
32. **Persson T., Lundkvist H., Wiren A., Hyvonen R., Wessen B.:** Effects of acidification and liming on carbon and nitrogen mineralization and soil organisms in mor hums. *Air, Soil and Water Poll.* 1989 no. 45, 77–96.
33. **Pokojska U.:** The effect of urea and potassium chloride fertilization on the cation-exchange properties of the xeromor humus in lichen pine forest (*Cladonio-Pinetum*). 1981, *Rocz. Glebozn.* tom XXXII nr 3, 131–142.
34. **Pokojska U.:** Rola próchnicy w kształtowaniu odczynu, właściwości buforowych i pojemności jonowymiennej gleb leśnych. 1986. *Rocz. Glebozn.* tom XXXVII nr 2–3, 249–263.
35. **Popović B.:** Mineralization of carbon and nitrogen in humus from field acidification studies. *Forest Ecol. Mange.* 1984 no. 8, 81–93.
36. **Prusinkiewicz Z.:** Wielojęzyczny słownik terminów z zakresu próchnic leśnych. 1988, PWN, Warszawa.

37. **Salonius P.O.:** Microbiological response to fertilizer treatments in organic forest soils. 1972, *Soil Sci.* 141, 12–19.
38. **Seitschek O.:** Das Waldsterben in Europa — Ein aktueller Schadensbericht. 1984, *Forst und Holzwirt.* 12, 299–302.
39. **Ueberla K.:** Faktorova analyza. 1976, Alfa, Bratislava.
40. **Zieliński J.:** The effect of nitrogen content on the rate of organic matter decomposition. *Pol. ecol. Stud.* 6, 167–182.
41. **Zöttl H.W.:** Remarks on the effects of nitrogen deposition to forest ecosystems. 1990, *Plant and Soil* nr 128, 83–89.

Summary

Changes in physico-chemical properties of the AoF and AoH humus subhorizons and the A₁A₂M organic-mineral layer of the muck-gleyed soil, fertilized in the years 1980–1985 in the mixed oak-pine forest in the Niepołomicka Forest have been described (27). The soil examination was carried out in 1985 and 1991. The diminishing of the AoH thickness on all plots in 1991 in comparison to 1985 has been stated (tab. 1.). This result proves quicker mineralization of the organic matter as an outcome of the influence of the factors not experimentally controlled i.e. periodical drought 1982–1984 and thinning of the tree crowns (25). A sudden inflow of the elements released caused eutrophication of the forest habitat and the development of nitrophilous plants on the control plot (24,25) and masked the influence of the used fertilizers N,P and K (tab. 2, 3; fig. 2). The effect of the accelerated humus mineralization was the change of the C:N ratio in the mineral and humus level on the fertilized plots (tab. 3).

The long-term influence of the fertilization was observed only on the dolomited plot (2t/ha in 1980 and 1985), where deacidification of the humus subhorizons was stated (fig. 1), as well as the increase of calcium and magnesium content in the AoF subhorizon and the increase of magnesium in the organic-mineral layer (fig.1; tab. 2, 3). Higher CEC of the A₁A₂M level in the fertilized plots which had been unchanged up to 1991, (fig. 3) was the result of both deacidification (fig. 4) and increasing the level of the organic matter (33).