

RELACJE MIĘDZY FUNKCJONOWANIEM HOMEOSTAZY EKOSYSTEMU
A EMISJAMI PRZEMYSŁOWYMI

Lesław Badura

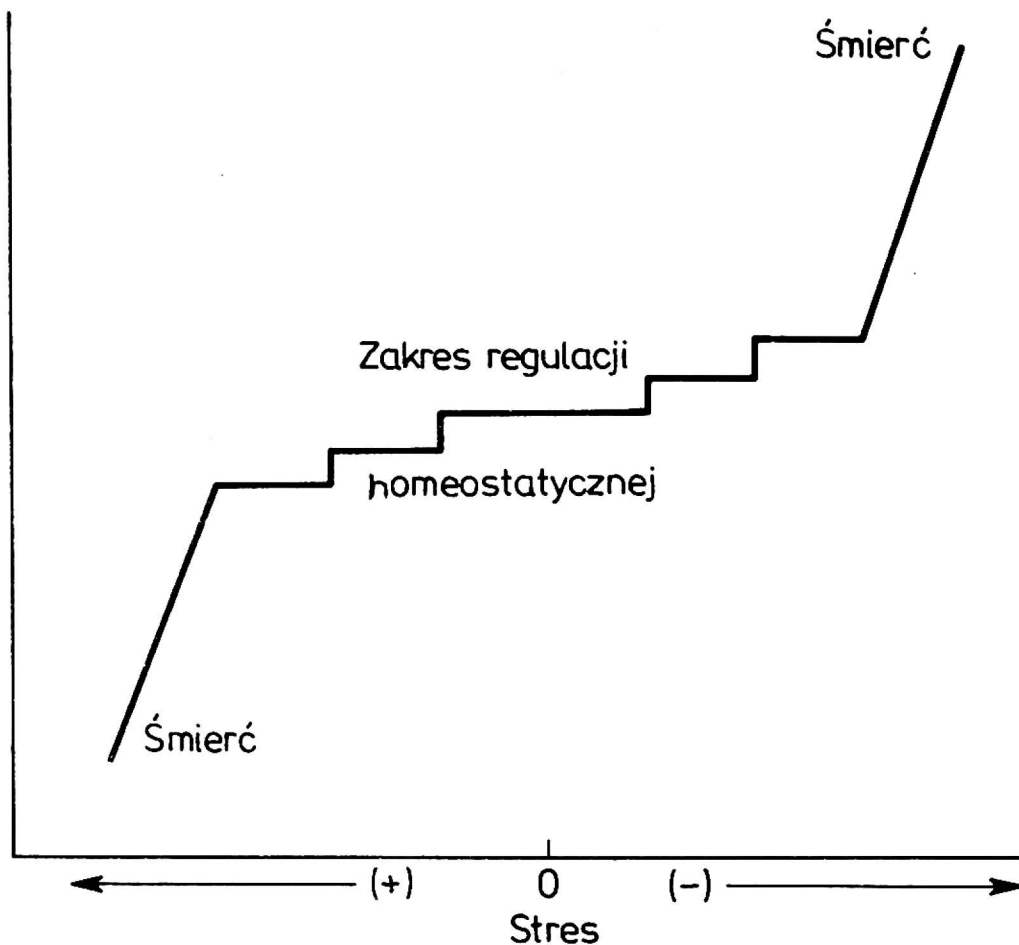
Katedra Mikrobiologii UŚl, Katowice

Współistnienie wszystkich składników biotycznych zasiedlających określone środowisko abiotyczne w danych warunkach klimatycznych warunkuje ukształtowanie się charakterystycznych ekosystemów. Swobodny przepływ energii sprawia, że zgodnie z drugim prawem termodynamiki o spadku entropii w układach otwartych, wzrasta stopień uporządkowania wszystkich elementów. Uporządkowanie trwa tak długo, aż dany system osiągnie stan równowagi dynamicznej, klimaksu, który spełnia warunki równania $dx/dt = 0$, tj. gdy przychód materii organicznej $/L - kx = 0/$ zrównoważony jest z jej rozkładem [54]. Taki stan równowagi musi być naturalnie rozpatrywany w dostatecznie długich odstępach czasu, gdyż struktury ekosystemu i związane z tym funkcje podlegają w krótszych odcinkach czasu niewielkim, ale stałym wahaniom, chociażby ze względu na zmiany pór roku [2, 49].

Równowaga systemu utrzymuje się dzięki układom regulacyjnym, które na zasadzie ujemnego sprzężenia zwrotnego przeciwstawiają się nie tylko okresowym zaburzeniom, lecz również w pewnych granicach czynnikom obcym i powodują powrót do poprzedniego stanu wyjściowego. Taka tendencja do powrotu poprzez funkcjonowanie urządzeń samoregulujących do stanu pierwotnego określana jest jako homeostaza układu /rys. 1/.

Niewątpliwie funkcjonowanie homeostazy wcześniej było stwierdzane w organizmach jedno- i wielokomórkowych. Na poziomie ekosystemów natomiast, ze względu na brak wyraźnego rozdziału środowiska wewnętrznego od środowiska zewnętrznego, gdyż na tym poziomie

organizacji w ogóle trudno mówić o środowisku, istnienie homeostazy jest dyskutowane, a samo pojęcie niejednoznacznie zdefiniowane.



Rys. 1. Zachowanie się układów autoregulacyjnych na zasadzie ujemnego sprzężenia zwrotnego warunkującego homeostazę

Czarnowski [35] uważa, że pod pojęciem homeostazy kryje się pewna zdolność do adaptacji, elastyczności reagowania biocenozy na zmiany wynikające z sezonowej cykliczności. Trojan [59] natomiast w pojęciu homeostazy mieści mechanizmy autoregulacyjne, zachowujące w konkretnych warunkach stabilność i trwałość ekosystemu i określa ją czterema zasadami:

- 1/ zachowania struktury,
- 2/ zachowania obrotu energii i materii,
- 3/ zachowania produktywności,
- 4/ stabilizacji procesu przebiegającego w ekosystemie.

Każdy badany ekosystem leśny składa się niewątpliwie z dwóch elementów:

- 1/ szaty roślinnej zbudowanej z charakterystycznych „asocjacji roślinnych składających się genetycznie, biologicznie i ekologicznie z niejednakowych pierwiastków zajmujących zgodnie ze swym przyrodzeniem odpowiednie miejsce /piętra/ w skupieniach i rozwi-

jających się w różnym czasie tworząc pewną całość określonego składu, struktury, fizjonomii" [50] oraz właściwej dla danego systemu fauny,

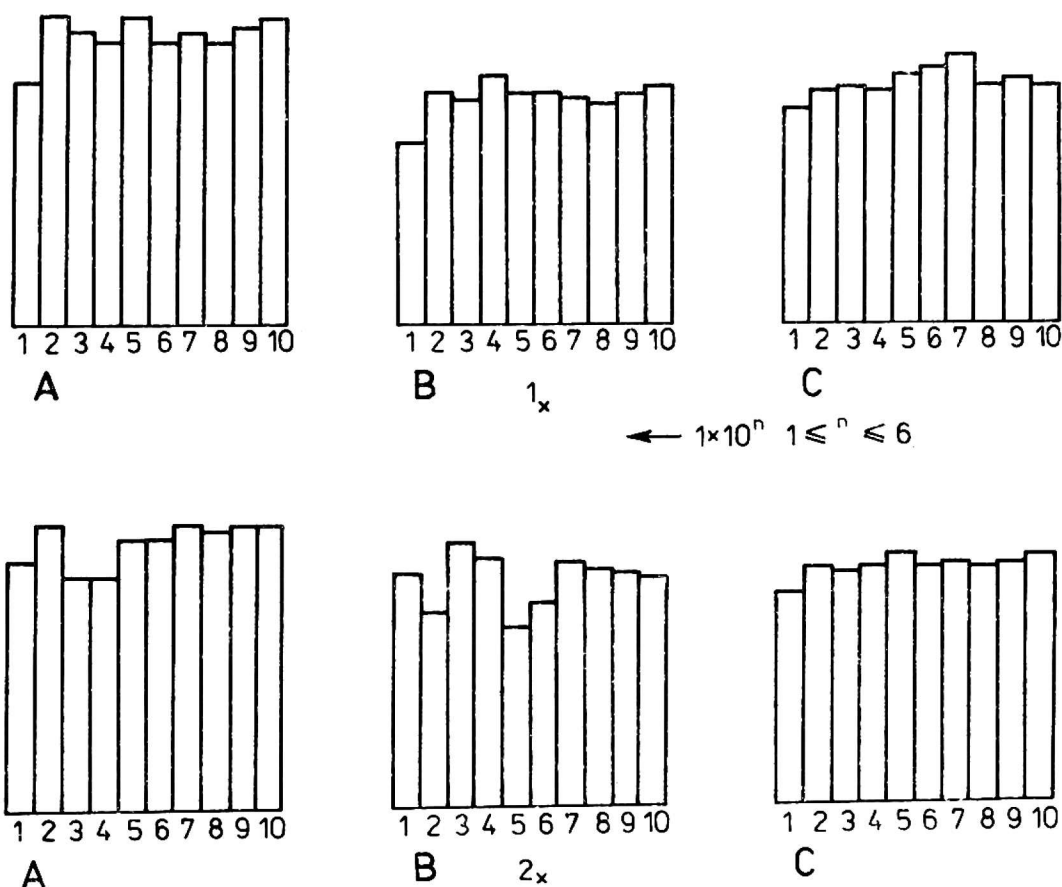
2/ gleby, tj. „naturalnego tworu, posiadającego miąższość i powierzchnię powstałą w wyniku wzajemnego oddziaływania skały macierzystej, klimatu, biosfery ze szczególnym uwzględnieniem mikroorganizmów w określonym czasie" [58].

Nasuwa się jednak pytanie, czy każdy z elementów, a zwłaszcza glebę z wszystkimi w niej bytującymi organizmami i przebiegającymi w niej procesami można traktować jako podsystem. Innymi słowy, czy funkcjonowanie homeostazy można rozpatrywać oddzielnie na poziomie szaty roślinnej wraz z fauną, oraz na poziomie gleby, czy też oba elementy stanowią autonomiczne podsystemy. Odpowiedź nie jest jednoznaczna, gdyż gleba już w swej części abiotycznej jest układem niezwykle złożonym posiadającym swe własne mechanizmy buforowe, czego absolutnie nie można powiedzieć o atmosferze otaczającej szatę roślinną. Jednakże odpowiedź negatywna może być w pełni uzasadniona, albowiem oba elementy nie spełniają wymogów zawartych w przyjętych zasadach. Ponieważ w asocjacjach roślinnych brak procesów destrukcji, w glebach brak w zasadzie procesów syntezy materii organicznej. W związku z tym oba elementy oddzielnie nie są samowystarczalne i nie spełniają przynajmniej drugiej zasady zachowania obrotu materii i energii. Nadto, jak wykazały liczne badania, istnieją ścisłe więzi strukturalne i funkcjonalne między obu elementami. Nie można bowiem w żadnym wypadku rozpatrywać struktur i funkcji organizmów glebowych bez uwzględnienia szaty roślinnej [5, 7, 31-38, 56], ani asocjacji roślinnych z pominięciem mikroorganizmów, choć ta zależność nie jest jednoznacznie udokumentowana [7].

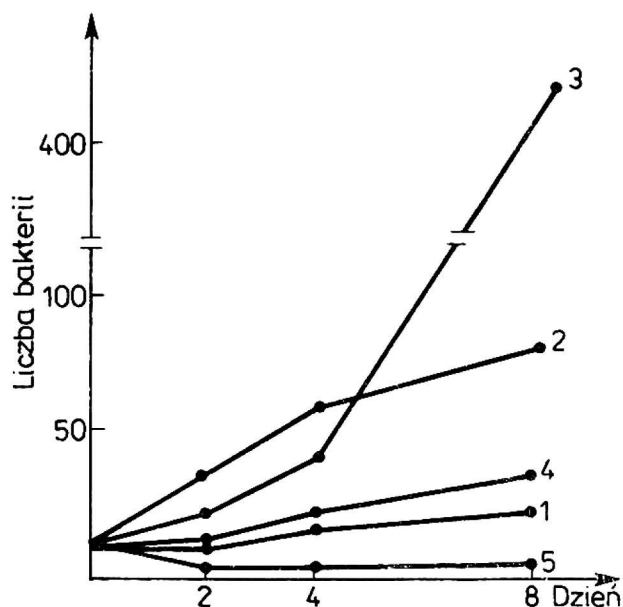
Dlatego też rozpatrując funkcjonowanie mechanizmów homeostazy w aspekcie wpływu emisji przemysłowych na ekosystemy, fitocenozy czy tylko biocenozy mikroorganizmów trzeba rozważać zawsze układ składający się co najmniej z tych dwu elementów - szaty roślinnej i środowiska glebowego. Warunkuje to także fakt, iż przemysł emituje zarówno gazy oddziałujące toksycznie głównie na rośliny i pyły szkodliwe przede wszystkim dla organizmów glebowych. Emitowane gazy, zwłaszcza tlenki siarki, azotu, węgla w szybkim tempie niszczą nie tylko aparaty asymilacyjne roślin, lecz przede wszystkim tkanki, zwłaszcza tkanki twórcze. Te same gazy w glebie są

przez mikroorganizmy natychmiast utleniane na fizjologicznie objętne jony: siarczany, azotany względnie węglany. Pyły z kolei osiadają wprawdzie na roślinach, lecz ich toksyczne oddziaływanie, mimo zawartych metali ciężkich jest znikome, gdyż znikoma jest ich rozpuszczalność i możliwość migracji w głąb komórek. Ujemnym skutkiem osiadania pyłów może być jedynie obniżenie asymilacji poprzez zatykanie szparek, względnie ograniczanie dostępu światła. Metale ciężkie zawarte w pyłach dostawszy się do gleby wywierają natomiast swój toksyczny wpływ przede wszystkim na edofon [8, 40, 41, 51, 53]. O ile jednak emisje gazowe, jako stały składnik atmosfery oddziałują od razu na asocjację roślin powodując ich ubożenie przez uruchomienie sukcesji wstecznych, o tyle emisje pyłowe zawierające metale ciężkie dostawszy się do gleby nie zawsze wywierają natychmiastowy ujemny wpływ na mikroorganizmy. Świadczą o tym m. in. wyniki badań mikrobiologicznych prowadzonych w zespołach leśnych, głównie w borach świerkowych zlokalizowanych w różnych odległościach od źródła emisji, huty cynku w Miasteczku Śląskim [15]. Mimo dużych różnic w stopniu zniszczenia szaty roślinnej oraz zawartości metali ciężkich w glebach wytypowanych powierzchni leśnych, zarówno liczebność bakterii, promieniowców, a także grzybów glebowych, jak i skład populacji tych ostatnich oraz przebieg procesów mikrobiologicznych były minimalnie zróżnicowane /rys. 2/. Przeciwnie, znacznie większe różnice stwierdzono w liczebności i funkcjonowaniu mikroorganizmów w próbkach glebowych pobieranych w ciągu poszczególnych miesięcy. Takie uzależnienie mikroorganizmów od warunków klimatycznych zmieniających się wraz ze zmianami pór roku wykazano w wielu pracach [2].

Wyłoniło się pytanie, dlaczego tak silne presje, jakimi są emisje przemysłowe, zwłaszcza pyłowe, zawierające metale ciężkie, w tak niewielkim stopniu determinowały zachowanie się mikroorganizmów. Wyjaśnienie tego problemu nie tkwi, jak się wydaje, w korelacji między występowaniem w glebie drobnoustrojów a ogólną zawartością w niej, przynajmniej niektórych jonów metali ciężkich, lecz w korelacji ze stężeniem ich form rozpuszczalnych. Pogląd ten nasunął się w trakcie analizy zawartości cynku ogólnego i cynku rozpuszczalnego w glebach wybranych powierzchni leśnych. Mimo bowiem dużych wahań w zawartości cynku ogólnego, od kilku do prawie 2000 ppm, w zależności od usytuowania badanej powierzchni względem emitora, to cynku wymywalnego było w zasadzie we wszystkich przypadkach parę jednostek [43].



Rys. 2. Ilościowe występowanie mikroorganizmów bakterii /A/, promieniowców /B/, mikrogrzybów /C/ w glebach pobieranych we wrześniu /1x/ i w październiku /2x/ z różnych powierzchni leśnych: 1 - Świerklaniec 78, 2 - Świerklaniec 93 l, 3 - Świerklaniec 97 d, 4 - Świerklaniec 131, 5 - Brynica 203, 6 - Panewniki 43, 7 - Panewniki 47, 8 - Panewniki 62 f, 9 - Gołonóg 78 s, 10 - Ostrowy 55



Rys. 3. Wpływ różnych stężeń miedzi na liczebność bakterii /w mln/g s.m. gleby/ badany w doświadczeniach wazonowych; 1 - kontrola, 2 - 1000 ppm, 3 - 5000 ppm, 4 - 10 000 ppm, 5 - 15 000 ppm

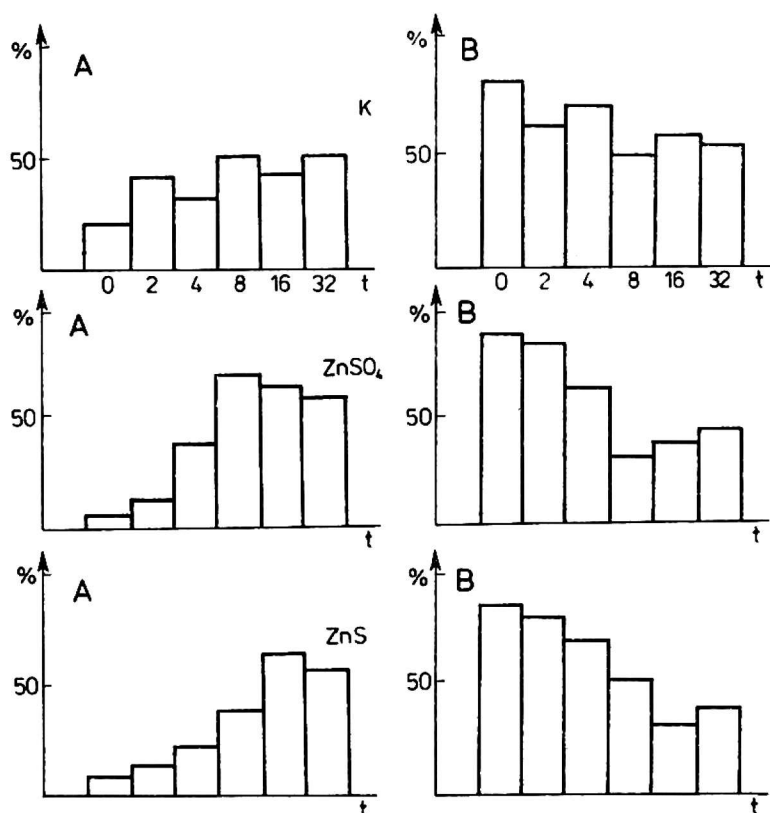
Pogląd taki potwierdziły także badania prowadzone w warunkach kontrolowanych w doświadczeniach modelowych [12]. Wzrastające stężenie jonów cynku, względnie miedzi w glebie tak długo nie tylko nie wywoływało ujemnych zmian /w pewnych wypadkach można było nawet obserwować stymulację mikroflory/, jak długo nie przekraczano określonego dla danych warunków stężenia wymywalnych wodą jonów. Zachowanie się więc mikroflory determinowane było i w tym wypadku nie ogólną zawartością jonów metalu, lecz poziomem ich formy wymywalnej /rys. 3, tab. 1/. O poziomie wolnych wymywalnych jonów decydują w istocie właściwości sorpcyjne danej gleby, związane przede wszystkim z obecnością w niej związków próchnicznych [45, 60], choć również odgrywają w tym procesie pewną rolę wodorotlenki krzemu czy glinu [55, 62]. Związki próchniczne powstałe w wyniku funkcjonowania mikroorganizmów właściwych dla danej gleby dzięki specyficznej budowie koloidalnej oraz zawartości charakterystycznych grup czynnych /-COOH, -OH, -O, -CH₃, -NH₂, etc./ mogą wiązać kationy na różnych poziomach energetycznych, od wiązań apolarnych do chelatowych włącznie, pełniąc równocześnie funkcję układów jonowymiennych [7, 44, 48, 57, 60]. Dzięki temu związki huminowe mogą niwelować toksyczne działanie jonów metali ciężkich występujących w stężeniach ponadoptimalnych. Przekonują o tym doświadczenia Badury [6] nad wpływem humianu sodu w różnych warunkach doświadczalnych na oddychanie drożdży. Wzrastające stężenia jonów miedzi i żelaza w kontroli wyrażało się wyraźnym obniżeniem oddychania, podczas gdy w kombinacjach z humianem sodu oddychanie przebiegało na jednakowym poziomie.

Tabela 1

Zmiany koncentracji /w ppm/ wolnych, wymywalnych wodą jonów Cu²⁺ w glebie z różnymi solami miedzi.
Stężenie wyjściowe jonów Cu²⁺ 7500 ppm

Kombinacja	Dzień					
	0	2	4	8	16	32
Kontrola	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
CuSO ₄	560,0	510,0	475,0	330,0	325,0	245,0
CuCO ₃	0,4	0,7	0,7	0,6	0,6	0,4
CuS	5,3	5,0	3,6	9,1	11,0	52,0

Zjawisko oddziaływania metali ciężkich na mikroorganizmy bytujące w glebach jest jeszcze związane z jedną cechą. Metale zawarte w emitowanych pyłach występują głównie jako tlenki względnie węglany, a więc związki o znikomej rozpuszczalności. O tym, że w zależności od stopnia rozpuszczalności soli danego metalu zależą jego właściwości toksyczne, bądź nawet lecznicze /np. sublimat i kalomel/ wiadano już od setek lat, lecz w warunkach glebowych problem ten kształtuje się nieco inaczej. Octan cynku, sól rozpuszczalna, dodany do gleby w pierwszym okresie działa trująco na mikroorganizmy. Po pewnym czasie, gdy grupa octanowa ulegała utlenieniu, cynk lekko alkalizował środowisko powiększając tym samym pojemność sorpcyjną gleby, dzięki czemu spadał poziom wolnych wymywalnych jonów Zn^{2+} . Spadek zawartości wolnych jonów powodował detoksykację środowiska i wzrost liczebności mikroorganizmów [12]. Inaczej funkcjonował wprowadzony do gleby nierozpuszczalny siarczek miedzi. Reagował on różnie z różnymi mikroorganizmami. Dla promieniowców był tak długo obojętny, dopóki siarka nie uległa utlenieniu do siarczanu. Powstały siarczan miedzi zaczął objawiać swe toksyczne właściwości [29], dla grzybów natomiast stawał się czynnikiem stymulującym [18].



Rys. 4. Zmiany wrażliwości /w procentach/ szczepów bakteryjnych pod wpływem różnych soli cynku w czasie 32-dniowego trwania doświadczenia; kolumna A - szczepy niewrażliwe, kolumna B - szczepy wrażliwe

W świetle tych obserwacji zachodziła konieczność przeprowadzenia w warunkach kontrolowanych doświadczeń nad wpływem nierozpuszczalnych i rozpuszczalnych soli cynku i miedzi na różne grupy mikroorganizmów: bakterii, promieniowców oraz grzybów mikroskopowych [18, 29, 47] oraz na aktywność enzymów glebowych [28]. Prace te potwierdziły w zasadzie ogólną zasadę, że metale są mniej toksyczne w solach nierozpuszczalnych niż w rozpuszczalnych, o ile aniony wchodzące w skład soli nie ulegają metabolizmowi /rys. 5/. Jednakże istnieją od tej reguły wyjątki, gdyż promieniowce z rodzaju *Streptomyces* były znacznie wrażliwsze na nierozpuszczalny węglan miedzi niż na rozpuszczalny siarczan miedzi [29]. Enzymy z klasy hydrolaz były natomiast mniej wrażliwe na wszystkie badane sole niż enzymy z klasy oksydaz [28]. Prace Babicha i Stotzky'ego [4] wykazały nadto, iż nieorganiczne aniony towarzyszące kationom mogą być czynnikiem wzmagającym działanie toksyczne metalu, a z prac Aickina i Deana [1] wynika, że pobieranie np. ołowiu jest skorelowane w następującej kolejności z występującymi anionami: $\text{ocetan} > \text{NO}_3 > \text{Br}$. Na uwagę zasługuje również fakt, że dostające się do gleb metale ciężkie, nawet gdy występują w związkach rozpuszczalnych, mogą ulegać wytrącaniu w postaci węglanów. Na pytanie, jaką funkcję w tych przemianach pełnią mikroorganizmy, nie ma jednoznacznej odpowiedzi. Na pewno jednak wraz z systemem korzeniowym rośliny są one głównymi producentami grup wodorowo-węglanowych.

Stopień rozpuszczalności i nierozpuszczalności tych soli jest zależny z kolei od pH gleby. Na wzmiankę zasługuje fakt, że pH środowiska może być regulowane w pewnym zakresie przez drobnoustroje. Mikroorganizmy dzięki możliwościom dekarboksylacji względnie dezaminacji kwasów aminowych mogą podwyższać albo obniżać stężenie jonów wodorowych w swym otoczeniu. Jeżeli uwzględnimy ten ekologicznie bardzo istotny czynnik, jakim jest pH, warunkujący nie tylko funkcjonowanie mikroorganizmów, ale także określone właściwości fizykochemiczne gleby, to w pełni ujawni się złożoność środowiska glebowego [3, 52]. Czynnikiem pH w glebach poddanych presji metalami ciężkimi, jak się wydaje, odgrywa jeszcze jedną istotną funkcję - determinuje stopień utleniania kationów, w szczególności o właściwościach amfoterycznych.

Ołów w środowisku kwaśnym, występujący głównie w postaci Pb^{2+} , jest silnie toksyczny, podczas gdy wraz z obniżeniem się kwasowości gleby pojawiają się wodorotlenki $[\text{PbO}_4]^{2-}$, traci swe trujące oddziaływanie [4]. Dlatego też przeprowadzone doświadczenie gle -

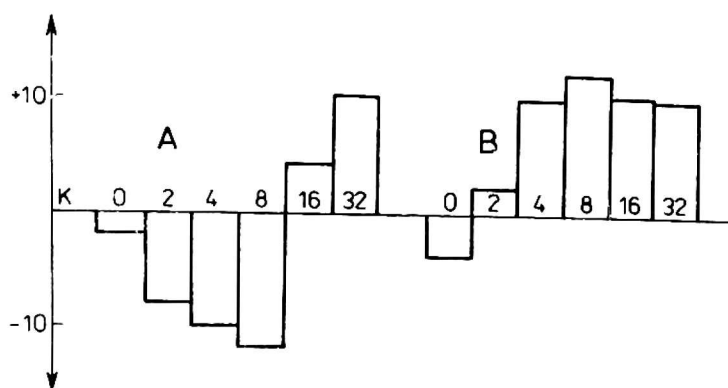
bowe nad wpływem różnych stężeń jonów ołowiu na mikroorganizmy glebowe [16, 19, 20] oraz na aktywność enzymów z klasy oksydoreduktaz i hydrolaz [22, 27] wykazywały, że jony te inaczej reagowały w glebie niż poprzednio badane - cynk i miedź. O ile toksyczność tych ostatnich była ściśle zależna od stężenia wolnych związków wymywalnych jonów, to dla jonów ołowiu nie można było stwierdzić takiej wyraźnej zależności. Toksyczność tego jonu była bardziej zależna od pH gleby niż od poziomu jego wymywalnych jonów. Jeszcze wyraźniej takie zachowanie obserwowano w wypadku wprowadzania do gleby różnych związków chromu trój- i sześciowartościowego [9, 10]. O tym, że jony Cr^{6+} są silniej toksyczne niż jony Cr^{3+} donosili już m.in. Baldry i inni [32] oraz Griffin i inni [39]. Wprowadzony do gleby nierozpuszczalny tlenek chromu nie oddziaływał toksycznie na mikroorganizmy, podczas gdy rozpuszczalny chlorek i siarczan Cr^{3+} działały w glebach kwaśnych silnie trująco, silniej nawet niż chrom Cr^{6+} . W glebach obojętnych obserwowano natomiast odwrotne zjawisko. Jony chromu Cr^{6+} były silniej toksyczne, przynajmniej dla grzybów glebowych, niż jony chromu Cr^{3+} [46].

W glebach o niższym pH toksyczne były jony Pb^{2+} , w glebach obojętnych, w których dominowały jony $[\text{PbO}_4]^{2-}$, toksyczność tego pierwiastka ze względu na niską rozpuszczalność była dużo mniejsza. Przeciwnie, w glebach obojętnych jony $[\text{CrO}_4]^{2-}$ względnie $[\text{Cr}_2\text{O}_7]^{2-}$ były bardziej toksyczne niż jony Cr^{3+} , podczas gdy w glebach kwaśnych głównie oddziaływały toksycznie te ostatnie. Wy tłumaczenie tego zjawiska mieści się w zróżnicowanym poziomie utlenienia jonów chromu w zależności od pH. W środowisku obojętnym chromiany ze względu na podobieństwo strukturalnej budowy z anionami fosforanowymi lub siarczanowymi mają łatwość wnikania do komórek i wiązania się tam z istotnymi dla życia organelami blokując ich funkcję [39]. W środowisku od obojętnego do kwaśnego chromiany ulegają w obecności materii organicznej redukcji do związków chromu o różnej zawartości tlenu. W środowisku kwaśnym występują już tylko jony Cr^{3+} , które są zatrzymywane w ścianie komórkowej przez co ich toksyczność jest mniejsza. Na uwagę zasługuje jednak fakt, iż obecnie jeszcze niewiele wiemy o roli, jaką pełnią mikroorganizmy w glebach w oksydoredukcji poszczególnych kationów oraz o ich możliwościach regulowania tych skomplikowa -

nych procesów. Z pewnych badań wiadomo, że czynniki oksydoredukcyjne obok pH odgrywają istotną rolę w toksyczności metalu [52].

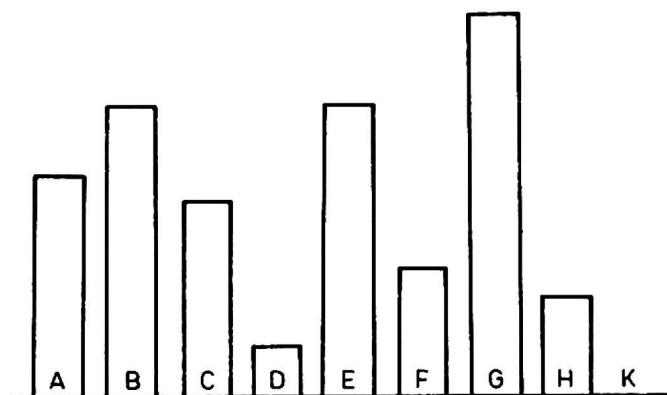
Generalnie należy podkreślić, iż toksyczność poszczególnych jonów w tych samych warunkach jest dla różnych metali różna i uклада się wg następującej kolejności: chrom > ołów > miedź > cynk. Dla każdego pierwiastka, jego soli i określonego typu gleby można jednak wyznaczyć pewną wartość progową, poniżej której nawet obiektywnie wysokie stężenie jonów metali /powyżej 5000 ppm/ nie wywierają ujemnego działania, a nawet w niektórych wypadkach można zaobserwować działanie stymulacyjne. Poniżej wartości progowej ani liczebność grup mikroorganizmów, ani ich skład populacji [12, 16, 18, 19, 28, 29], ani też funkcjonowanie określonych enzymów glebowych [22, 27, 28] nie ulegały większym zmianom. Naturalnie dla pewnych grup drobnoustrojów, względnie procesów mikrobiologicznych, ta wartość krytyczna może być wyższa lub niższa. Bakterie z rodzaju *Pseudomonas* były bardziej wrażliwe niż z rodzaju *Arthrobacter*, proces nitryfikacji ulegał szybciej zahamowaniu niż rozkład celulozy.

Doświadczenia glebowe Mrozowskiej [47] zwróciły uwagę na jeszcze inne zjawiska. Pierwsze związane z selekcją mikroorganizmów w obrębie danej populacji, drugie z ich adaptacją do wzrastających stężeń metalu. Zdolność przebudowy populacji na zasadzie eliminacji osobników wrażliwych i w konsekwencji wyselekcjonowania osobników niewrażliwych ilustruje rysunek 4. Z ilustracji tej odczytać można jednoznacznie, że początkowa przewaga populacji osobników wrażliwych w trakcie trwania doświadczenia maleje, wzrasta natomiast liczebność osobników nie wrażliwych na dany metal. Dzięki temu w pierwszym okresie obserwuje się spadek liczby mikroorganizmów, a po pewnym czasie ich wzrost /rys. 5/.

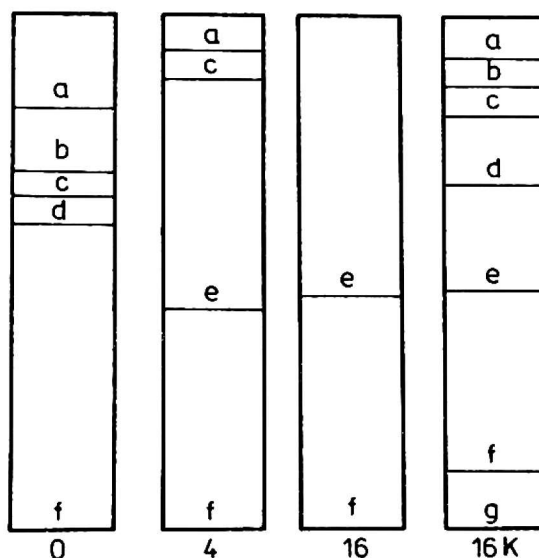


Rys. 5. Zmiany liczebności bakterii wyznaczone w stosunku do kontroli /K/ dla: A - 7500 ppm Zn²⁺ w soli ZnSO₄, B - w soli ZnCO₃ w trakcie 32-dniowego doświadczenia

Zdolności adaptacyjne do wzrastających stężeń metalu nie są w jednakowym stopniu dane wszystkim populacjom drobnoustrojów [23]. Nawet w obrębie tego samego rodzaju niektóre gatunki adaptują się lepiej, inne czynią to znacznie gorzej /rys. 6/. Po przekroczeniu tej wartości progowej zaobserwowano natomiast nie tyle załamanie się ogólnej liczebności mikroorganizmów, ile ubytek populacji reprezentatywnych dla danego typu gleby. Wypadały z układu wszystkie populacje o ograniczonych wymagach ekologicznych, a więc wrażliwe. W konsekwencji następowało typowe przekształcanie się układów polipopulacyjnych w układy monopopulacyjne /rys. 7/.



Rys. 6. Wzrost szczepów bakteryjnych w stosunku do kontroli /K/; A - *Pseudomonas fluorescens*, B - *Enterobacter aeruginosa*, C - *Bacillus cereus*, D - *Bacillus brevis*, E - *Corynebacterium* sp. O/P/O/P/22, F - *Corynebacterium* sp. C/B/24, G - *Arthrobacter* sp. A/2/3, H - *Arthrobacter* sp. A/B/14, adaptowanych do stężenia 10^{-1} M $ZnSO_4$ po 72 godzinach



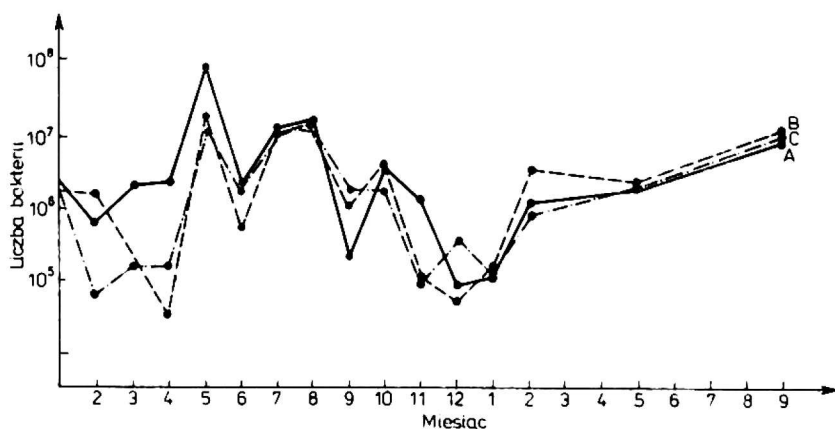
Rys. 7. Zmiany dominacji grzybów: a - *Penicillium lanosum*, b - *Aspergillus* spp., c - *Mucos* spp., d - *Oidiodondron* spp., e - *Verticillium album*, f - inne, g - *Penicillium* sp. izo₂-lowanych z gleby z dodatkiem $CuSO_4$ w stężeniu 7500 ppm Cu^{2+} ; 0-16 czas trwania doświadczenia w obecności miedzi, 16K skład populacji w kontroli w 16 dniu doświadczenia

Ubytki badanych składników chemicznych z igieł sosnowych podczas ich rozkładu w glebach zlokalizowanych w różnych odległościach od huty cynku w Miasteczku Śląskim /w % suchej masy/

Rodzaj składnika	Miesiąc i stanowisko												
	II			VI			IX			XIV			
	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	
Substancje ekstrahowane mieszaniną alkoholu etylowego i benzenu	18,95	14,90	15,67	13,38	10,03	11,48	10,68	8,95	8,55	8,31	6,95	6,75	6,68
Materia organiczna	95,33	93,22	94,46	93,50	93,48	94,34	92,35	92,68	92,97	92,11	91,45	91,33	91,79
Azot	1,28	1,35	1,40	1,38	1,60	1,55	1,55	1,72	1,84	1,80	2,16	2,21	2,19
Fosfor	0,18	0,15	0,16	0,15	0,16	0,17	0,17	0,22	0,21	0,21	0,23	0,22	0,23

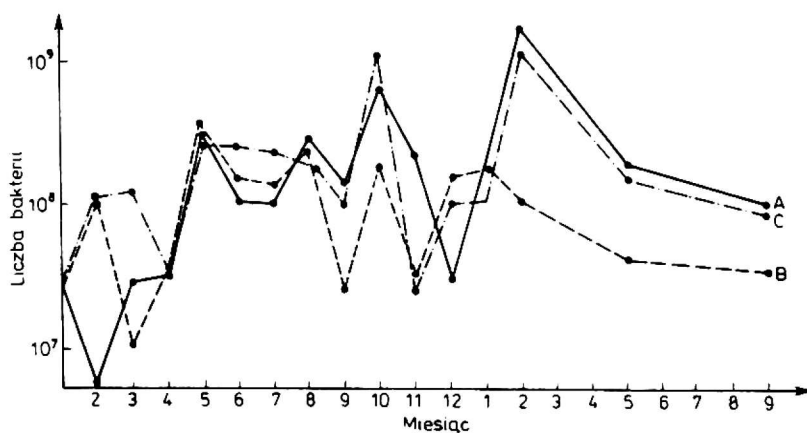
Po znacznym przekroczeniu stężenia krytycznego względnie po przekroczeniu charakterystycznej pojemności buforowej gleby w środowisku utrzymywały się jedynie gatunki mające bardzo szeroką niszę ekologiczną. A w środowisku takim spadała także wydajność enzymów glebowych. Jedynie pojedyncze enzymy /nader często celulaza C_x / zwiększały swą aktywność [9, 10, 22, 27, 28].

W związku ze stwierdzeniem w doświadczeniach wazonowych, że metale ciężkie dostające się do gleby w pewnych stężeniach nie przekraczających wartości krytycznych, nie wywierają istotnego wpływu na mikroorganizmy i ich funkcjonowanie, zachodziło pytanie jak przebiegają analogiczne procesy, a zwłaszcza jak przebiega proces rozkładu materii organicznej w warunkach naturalnych w tych samych glebach, lecz o różnej zawartości metalu oraz pokrytych taką samą szatą roślinną, ale o różnym stopniu zniszczenia ze względu na różne usytuowanie względem emitora - huty cynku. Próbki materii organicznej /igły sosnowe/ zakopywano metodą Bocoeka, Gilberta [34] w poziomie próchnicznym w glebach usytuowanych w odległości 1,5 km /A/, 2,5 km /B/ oraz 6,0 km /C/ od emitora. Analizowano występowanie bakterii, promieniowców, grzybów mikroskopowych w glebie i na igłach sosnowych oraz badano szybkość ich rozkładu [11, 26]. Okazało się, że gleby ze wszystkich trzech powierzchni nie różniły się ani ilościowo /rys. 8, 9/, ani składem mikroflory.



Rys. 8. Zmiany liczebności bakterii w glebie w zależności od miejsca poboru oraz od odległości od emitora:
A - 1,5 km, B - 2,5 km, C - 6,0 km

Nie stwierdzano różnic w sposobie zasiedlania przez mikroorganizmy igieł umieszczonych w wyznaczonych glebach. Nie zauważono także różnic w szybkości rozkładu wprowadzonej do gleby materii organicznej [11, 26]. Jej rozkład przebiegał z jednakową szybkością we wszystkich trzech wypadkach /tab. 2/. Co ciekawsze, szybkość zasiedlania, a zwłaszcza szybkość rozkładu /tab. 3/ była analogiczna do podobnie przeprowadzonego doświadczenia w rezerwacie „Sokole Góry” w pobliżu Częstochowy [25, 38, 56].



Rys. 9. Zmiany liczebności bakterii igieł sosnowych umieszczonych w glebach w zależności od miejsca poboru oraz od odległości od emitora: A - 1,5 km, B - 2,5 km, C - 6,0 km

Tabela 3

Ubytki frakcji rozpuszczalnej igieł sosnowych podczas ich rozkładu w glebach /w % suchej masy/

Gleby	Miesiąc			
	II	VI	IX	XIV
W rezerwacie Sokole Góry	86,2	73,1	48,8	42,3
W okolicy huty cynku w Miasteczku Śląskim	78,6	56,3	45,1	35,6

Otóż bez względu na zawartość jonów metali w glebach, rozkład substancji organicznej przebiegał na jednakowym poziomie, analogicznie do przebiegu takiego samego procesu w niezniszczonym, nie poddanym presjom przemysłowym rezerwacie. Procesy rozkładu przebiegały więc z szybkością charakterystyczną dla danego ekosystemu, niezależnie od aktualnie występującego zniszczenia szaty roślinnej pod wpływem emitowanych przez hutę gazów. Ta przyczyna powoduje, że wokół hut obserwuje się bardzo szybką degradację gleby.

Uzyskane wyniki wykazały jednoznacznie, że metale ciężkie dostające się do ekosystemu w pewnych nie przekraczających wartości krytycznych stężeniach nie modyfikowały ani struktur ani nie zmniejszały produktywności. Nie wpływały także negatywnie na procesy mikrobiologiczne, nie zmieniały obiegu materii i energii. Można więc powiedzieć, że ekosystemy, przynajmniej leśne, w przypadku emitowania przez przemysł pyłów zawierających metale ciężkie, posiadają zabezpieczenie homeostatyczne warunkujące ich stabilność. Ekosystemy /przynajmniej leśne/ nie mają natomiast zabezpieczeń homeostatycznych przed emisjami gazowymi. Pod ich wpływem ulegają zniszczeniu struktury, zmniejsza się produktywność, zahamowane zostają procesy biologiczne i modyfikowany w sposób istotny obieg materii i energii. Gazy działają więc niszcząco na szatę roślinną, przy czym proces ten trwa tak długo, jak długo są te składniki emitowane do otoczenia. Po zaniku tego czynnika ekosystemy mogą się z powrotem odbudować. W przeciwieństwie metale ciężkie dostawszy się raz do środowiska glebowego będą w nim nieodwracalnie egzystowały setkami lat.

W wypadku, gdy stężenie metali ciężkich będzie wzrastać do chwili przekroczenia pojemności homeostatycznej nastąpią zmiany struktur populacyjnych mikroorganizmów, w konsekwencji ulegną zaburzeniom procesy rozkładu materii organicznej. Nawet jeżeli równocześnie nie będą oddziaływały szkodliwie emitowane gazy, to i tak będzie można zaobserwować nagromadzenie się ściółki w wyniku obniżenia szybkości rozkładu materii $/dx/dt = L$, a w rezultacie załamania się obiegu pierwiastków, co przyczyni się do śmierci danego ekosystemu.

Jeżeli funkcjonowanie mikroorganizmów w glebach poddanych presji metali ciężkich zależy od pojemności homeostatycznej gleby, a ta jest funkcją pojemności sorpcyjnej, pH, wymiennych zasad względnie stopnia zbalansowania roztworu glebowego oraz funkcjonowania

sejnych mikroorganizmów, to wprowadzenie do gleb wapnia powinno podwyższać poziom wartości progowej. Na dodatni wpływ wapnia zwracała uwagę m.in. Balicka, Varanka [33]. Także prace Badury i in. [13, 17, 21, 24, 30] przeprowadzone w doświadczeniach wazonowych wykazały, że wprowadzony do gleby CaCO_3 w ekwiwalentnych ilościach wapnia do miedzi działał detoksykująco. Funkcjonowanie mikroorganizmów i enzymów glebowych ulegało wyraźnej poprawie. Jedynym wyjątkiem były promieniowce, które ginęły szybciej w kombinacji węglanu wapnia z siarczanem miedzi niż w kombinacji z samym siarczanem miedzi [30]. Nie osiągnięto natomiast pozytywnych wyników w przypadku zastosowania bentonitu, gdy wprowadzono ołów [14].

Na zakończenie należy powiedzieć, że ekosystemy posiadają w odniesieniu do niektórych oddziaływań antropogenicznych specyficzne mechanizmy autoregulacyjne warunkujące ich homeostazę. Mechanizmy te są związane przede wszystkim z glebą, a w szczególności z bytującymi w niej mikroorganizmami.

LITERATURA

1. Aickin R.M., Dean A.C.K.: *Microbios. Lett.*, 5, 129-133, 1977.
2. Alexander M.: *Ekologia mikroorganizmów*. PWN, Warszawa 1975.
3. Babich H., Stotzky G.: *Appl. Environ. Microbiol.*, 33/3/, 681-695, 1977.
4. Babich H., Stotzky G.: *Appl. Environ. Microbiol.*, 38/3/, 506-513, 1979.
5. Badura L.: *Wiad. Bot.*, 7, 195-204, 1964.
6. Badura L.: *Acta Soc. Bot. Pol.*, 34, 287-328, 1965.
7. Badura L.: *Kosmos A*, 3, 251-260, 1969.
8. Badura L.: Podsumowanie wyników. /w:/ *Badanie jakości i określenie sposobu przebudowy drzewostanów iglastych pozostających pod wpływem emisji przemysłowych GOP i KOP*. Uniwersytet Śląski, Katowice 1975.
9. Badura L., Galimska-Stypa Regina, Górską B., Pacha J., Smyłka A.: *Zbadanie w doświadczeniach modelowych wpływu emisji kompleksu przemysłowego huty Siechnica na mikroorganizmy glebowe i ich funkcje*. Niepublikowany raport nr 1 z badań w problemie MR. II. 17. 5. 4. 3, 1981.

10. Badura L., Galimska-Stypa R., Górską B., Pacha J., Smyłła A.: Zbadanie w doświadczeniach modelowych wpływu emisji kompleksu przemysłowego huty Siechnica na mikroorganizmy glebowe i ich funkcje. Niepublikowany raport nr 2 z badań w problemie MR. II. 17. 5. 4. 3, 1982.
11. Badura L., Galimska-Stypa R., Górską B., Smyłła A.: Acta Biol., Katowice, 15, 1984.
12. Badura L., Galimska-Stypa R., Mrozowska J.: Acta Biol., Katowice, 4, 7-24, 1977.
13. Badura L., Galimska-Stypa R., Simon I.: Acta Biol., Katowice, 15, 1984.
14. Badura L., Galimska-Stypa R., Żołądź R.: Wpływ bentonitu na przemiany związków azotowych w glebach skażonych jonami ołowiu. /w:/ Mikrobiologiczne przemiany związków azotowych w glebie w różnych warunkach ekologicznych. Mat. Ogólnopol.Sem. Mikrob., Puławy, 45-59, 1981.
15. Badura L., Gawłowska H., Górską B., Mrozowska J., Smyłła A., Zwoliński J.: Acta Biol., Katowice, 2, 7-40, 1976.
16. Badura L., Górską B., Jędruszek W.: Acta Biol. Katowice, 12, 20-34, 1983.
17. Badura L., Górską B., Korpak I.: Acta Biol., Katowice, 11, 94-100, 1983.
18. Badura L., Górską B., Ulfing K.: Acta Biol., Katowice, 89-99, 1979.
19. Badura L., Doktor D., Smyłła A.: Acta Biol., Katowice, 15, 1984.
20. Badura L., Dunajczyk K., Galimska-Stypa R.: Acta Biol., Katowice, 12, 11-19, 1983.
21. Badura L., Klistala B., Pacha J.: Acta Biol., Katowice, 10, 81-87, 1982.
22. Badura L., Klyszcz K., Pacha J.: Acta Biol., Katowice 12, 36-48, 1983.
23. Badura L., Mrozowska J., Kajzerek B.: Acta Biol., Katowice, 15, 1984.
24. Badura L., Mrozowska J., Nowicka G.: Acta Biol., Katowice, 15, 1984.

25. Badura L., Pacha J.: *Acta Biol., Katowice*, 11, 101-110, 1983,
26. Badura L., Pacha J.: *Acta Biol., Katowice*, 15, 1984.
27. Badura L., Pacha J., Skórka E.: *Acta Biol., Katowice*, 15, 1984.
28. Badura L., Pacha J., Śliwa U.: *Acta Biol., Katowice*, 9, 128-142, 1980.
29. Badura L., Rusecka J., Smyłka A.: *Acta Biol., Katowice* 7, 100-104, 1979.
30. Badura L., Sikoń K., Smyłka A.: *Acta Biol., Katowice*, 11, 82-93, 1983.
31. Badurowa M., Badura L.: *Acta Soc. Bot. Pol.*, 36, 515-529, 1967,
32. Baldry M.G.C., Hogarth D.S., Dean C.K.: *Microbios. Lett.*, 4, 7-16, 1977.
33. Balicka N., Varanka M.V.: *Zesz. Prob. Post. Nauk Rol.*, 206, 17-27, 1978.
34. Bocoek K.L., Gilbert O.: *Plant and Soil*. 9, 179-185, 1958.
35. Czarnowski M.S.: *Zarys ekologii roślin lądowych*. PWN, Warszawa 1978.
36. Gołąb Z.: *Rocz. Gleb.*, 29/1/, 65-78, 1978.
37. Gołąb Z.: *Rocz. Gleb.*, 29/2/, 31-41, 1978.
38. Górska B.: *Acta Biol., Katowice*, 10, 99-117, 1982.
39. Griffin R.A., Au A.K., Frost R.R.: *J. Environ. Sci. Health A*, 12/8/, 431-448, 1977.
40. Greszta J.: *Wpływ emisji na siedliska sosnowe w śląsko-krakowskim okręgu przemysłowym*. Zakład Ochrony Przyrody, PAN, Warszawa-Kraków, 1975.
41. Greszta J., Godzik S.: *Rocz. Gleb.*, 20, 1-10, 1969.
42. Koppelman M.H., Dillard J.G.: *Clay and Clay Minerals*, 25, 457-462, 1977,
43. Marczak M., Biedroń J.: *Sylwan*, 1, 31-40, 1976.
44. Matsuda K.: *Soil Sci. Plant Nutr.*, 15, 202-206, 1969.
45. Matsuda K., Ito S.: *Soil Sci. Plant Nutr.*, 16, 1-10, 1970.
46. Mikołajczyk M.: *Zbadanie wrażliwości różnych szczepów grzybów*

- glebowych na jony chromu. Niepublikowana praca dyplomowa wykonana w Katedrze Mikrobiologii UŚl, Katowice, 1982.
47. Mrozowska J.: Acta Biol., Katowice, 10, 118-138, 1982.
 48. Musierowicz A.: Post. Nauk. Rol., 2/44/, 3-36, 1957.
 49. Odum E.P.: Podstawy ekologii. PWRiL, Warszawa 1963.
 50. Paczowski J.: Pisma wybrane. PWRiL, Warszawa 1951.
 51. Paluch J., Karweta S.: Emisje Zn i Pb w otoczeniu kombinatu hutniczego i jej oddziaływanie na rośliny i glebę. Ochr. Pow. 4/20/, 2-60, 1970.
 52. Patrick W.H.J., Gambrell R.P., Khalid R.A.: J. Environ. Sci. Health A, 12/9/, 475-492, 1977.
 53. Piskornik Z., Godzik S.: Wiad. Bot., 44/2/, 91-102, 1970.
 54. Richardson B.M.: Wstęp do ekologii gleby. PWN, Warszawa 1979.
 55. Sinha M., Dhillon S.K., Pundeer G.S., Randhava M.S., Dhillon K.S.: Geoderma, 13, 349-361, 1975.
 56. Smyłka A.: Acta Biol., Katowice, 10, 88-98, 1982.
 57. Stevenson F.Y., Krastonow S.A., Ardokorii M.S.: Geoderma, 9/2/, 109-141, 1973.
 58. Tomaszewski J.: Nauka o glebie. PWRiL, Warszawa 1964.
 59. Trojan P.: Ekologia ogólna. PWN, Warszawa 1975.
 60. Van Dijk H.: Geoderma, 5, 53-67, 1971.

Леслав Бадур

Соотношение между функционированием гомеостаза
экосистемы и промышленными эмиссиями

Резюме

Анализировали функционирование лесных экосистем сосновых боров в Силезии, подвергающихся прессу промышленных эмиссий. Если газообразные компоненты, содержащиеся в атмосфере, оказывают выраженное токсическое воздействие на растения, особенно на хвойные деревья, то пылевые компоненты, содержащие тяжелые металлы, воздействуют в зависимости от: $\sqrt{\quad}$ химического элемента, его концентрации,

содержания в солях в нерастворимом или растворимом виде, а также степени его окисления; 2/ физико-химических свойств почвы, особенно ее сорбционных способностей, величины рН, содержания карбонатов и т.п.; 3/ микроорганизмов, их адаптационных способностей и селекционных возможностей. Все эти факторы обуславливают стабильность системы и ее гомеостаз.

Поэтому, в случае воздействия ниже порогового для гомеостаза, не только наличие микроорганизмов, т.е. бактерий, актиномицетов и почвенных грибов, но и минерализационные процессы сохраняются на том же уровне, как и в не охваченных промышленными эмиссиями системах. Таким образом, в экосистемах, находящихся под воздействием промышленных эмиссий, можно наблюдать следующие явления: эмитируемые газы при отсутствии гомеостаза уничтожают растительный покров, снижая тем самым растительную продукцию; тяжелые металлы, содержащиеся в пылевых эмиссиях, при гомеостатическом предохранении не воздействуют существенным образом на микроорганизмы и поддерживаемые ими процессы.

В результате такого воздействия промышленных эмиссий вблизи промышленных комбинатов, особенно металлургических, наблюдается разрушение экосистем, сопровождающееся быстрой деградацией почвы. В случае воздействия одних пылевых эмиссий, содержащих тяжелые металлы, при условии полной продукции органического вещества и подпороговых концентрациях, отмечается незначительное замедление процессов разложения, приводящее к накоплению подстилки. В связи с этим происходит изменение ритмичности циркуляции минеральных элементов в данной экосистеме. После выраженного превышения гомеостатической емкости, ее пороговой величины, изменяется численность групп микроорганизмов, особенно их биоценотическая структура. Вместо полипопуляционных образуются монопопуляционные системы, что приводит в дальнейшем к нарушению биологических функций почвы и к разрушению данной экосистемы.

Lesław Badura

RELATIONS BETWEEN THE HOMEOSTASIS OF ECOSYSTEM
AND INDUSTRIAL EMISSIONS

S u m m a r y

The functioning of the forest ecosystem, pine woodland, localized in Silesia and being under influence of industrial emissions, was analyzed. The noxious gases present in the atmosphere were strongly toxic towards plants, especially conifers, whereas industrial dust, containing heavy metals, exerted its influence in dependence on:

1/ type of the element, its concentration, solubility and oxidation state,

2/ physico-chemical properties of soil, especially its sorption capacity, pH, carbonate content, etc.,

3/ ability of microorganisms to the adaptation to the changed environmental conditions. All these elements determine stability and homeostasis of the system. Until the threshold values of homeostasis are not exceeded, all processes of mineralization carried out by soil bacteria, actinomycetes and fungi proceed at the same rate like in the ecosystem not being under industrial emissions.

Plants in which the defensive mechanisms against industrial emissions are weaker, are destroyed by emitted gases and production of organic matter decreases. Heavy metals, present in industrial dust do not influence in such a way on the soil microorganisms and then physiological processes, due to the homeostatic properties of soil. In the vicinity of industrial plants, especially metalworks, a fast deterioration of the ecosystems and degradation of soil is observed. When only the industrial dust, containing heavy metals is emitted at the subthreshold concentrations, the inhibition of degradative processes in soil is observed. what leads to the accumulation of litter and to changes in the periodicity and rate of the element cycles in the ecosystem. When the threshold homeostatic capacity of soil is exceeded, number of

microorganisms is changed and selection is observed. This leads to diminution of number of species in soil and in the ultimate situation to the complete inhibition of the biological functions of soil and death of the ecosystem.