

Wpłynęło 12.02.2012 r.  
Zrecenzowano 03.08.2013 r.  
Zaakceptowano 04.08.2013 r.  
A – koncepcja  
B – zestawienie danych  
C – analizy statystyczne  
D – interpretacja wyników  
E – przygotowanie maszynopisu  
F – przegląd literatury

# TRWAŁOŚĆ AGROEKOSYSTEMÓW WYZNACZONA NA PODSTAWIE PARAMETRÓW BIOGEOCHEMICZNYCH

Igor Ju. WINOKUROW<sup>ABCDEF</sup>, Leonid I. ILJIN<sup>ABCDEF</sup>

Vladimir Research and Development Institute of Agriculture

## Streszczenie

W pracy przedstawiono biogeochemiczną parametryzację krajobrazów na podstawie stałych nityfikacji, charakteryzujących poszczególne elementarne jednostki krajobrazowe (EJK). Wykazano, że do opisu procesu samoregulacji systemów glebowych w terenie płaskim za pomocą strumieni azotu azotanowego można wykorzystać zasadę ujemnego sprzężenia zwrotnego. Stwierdzono występowanie związków korelacyjnych (podejście systemowe) w obrębie EJK między zawartością azotanów i stałych nityfikacji. W odniesieniu do lokalnych katen krajobrazowych (jako krzywoliniowych układów glebowych) zastosowano podejście systemowo-strukturalne, w którym uwzględnia się przestrzenną lokalizację EJK.

**Słowa kluczowe:** *agroekosystemy, jednostki krajobrazowe, kateny glebowe, krajobrazy, odporność, stałe nityfikacji*

## WSTĘP

Zarządzanie krajobrazami rolniczymi odbywa się obecnie w trzech płaszczyznach: rolniczej, rolniczo-gleboznawczej i rolniczo-geograficznej.

Za podstawę podejścia rolniczego przyjęto bilans agrochemiczny, w którym zarządzanie krajobrazami rolniczymi sprowadza się do utrzymywania w agrosystemach zrównoważonego bilansu składników pokarmowych. Wynoszenie składników pokarmowych z gleb razem z plonem powinno być zrównoważone przez odpowiednie nawożenie. Utrzymanie zasobności gleb na wysokim poziomie jest jed-

nak kosztochłonne. Bilans agrochemiczny ma charakter statyczny, a jego niedynamiczne parametry nie dają możliwości modelowania ewolucji agroekosystemów.

Podejście rolniczo-gleboznawcze charakteryzuje się stosowaniem w szerokim zakresie parametrów związanych z potencjałami termodynamicznymi, które można traktować jako ewolucyjne parametry agroekosystemów [BAILEY, BEANCHAMP 1971; 1973; KAURIČEV, LATFULINA 1976; PATRICK 1982]. Do parametrów tych zaliczyć można pH, potencjał oksydoredukcyjny i inne potencjały termodynamiczne. Największe zainteresowanie w kontekście niniejszej pracy budzi spośród nich potencjał oksydoredukcyjny. Jego zastosowanie umożliwia pokonanie bariery statyczności w podejściu agrochemicznym.

Na podstawie potencjałów redoks określono optymalne przedziały funkcjonowania agroekosystemów, związane z ich właściwościami buforowymi. Umożliwiło to zbudowanie modeli kartograficznych („Atlas potencjałów oksydoredukcyjnych w Polsce”) o znamionach rozwiązań na płaszczyźnie rolniczo-geograficznej [STĘPNIEWSKA i in. 1997]. Trwałości systemów glebowych nie można sprowadzać jednak tylko do ich zdolności buforowych. Należy bowiem rozróżniać buforowość (stabilność) od odporności geosystemów (agroekosystemów) rozumianej jako zdolność do przeciwdziałania czynnikom zewnętrznym (zakłócenia, wytrącanie z homeostazy).

Pasywność potencjałów termodynamicznych w odniesieniu do systemów glebowych, będących sferą działania czynników biotycznych, uwarunkowana jest dwiema przyczynami. W systemach ożywionych możliwe jest nie tylko pasywne przenoszenie substancji zgodnie z gradientem koncentracji, lecz także ich przemieszczanie aktywne, np. przez biologiczne membrany, przeciwnie do gradientu stężenia.

Ze względu na aktywny charakter czynnika biotycznego poszukiwane są parametry sterujące o charakterze przyczynowym. Prawidłowości, które wykazują stałe termodynamiczne, są efektem metabolizmu z udziałem edafonu glebowego, będącego składową agroekosystemów.

Zastosowanie geograficznego aparatu pojęciowego w odniesieniu do charakterystyki agroekosystemów umożliwia jakościową ocenę w sferze zarządzania krajobrazami rolniczymi. Włączenie stanu homeostazy do charakterystyki odporności geosystemów, postawienie homeostazy ponad termodynamicznymi pojęciami dotyczącymi odporności stanów stacjonarnych (prawo Le Chatelier-Browna) stwarza podstawy do poszukiwań sterujących parametrów lokalnych trwałością geosystemów (agroekosystemów) uwzględniających oddziaływanie czynnika biotycznego, czyli aktywnych parametrów sterujących.

Podejście rolniczo-geograficzne jest związane z koncepcją trwałego, nielinowego rozwoju biosfery w warunkach użytkowania gruntów, w której w odniesieniu do biogeochemii agrofitycenozy preferuje się stosowanie kryteriów ilościowych. W tym kontekście szczególnego znaczenia nabiera wprowadzenie ilościowych parametrów glebowo-biogeochemicznych, opisujących właściwości geosystemów,

związanych z obiegiem materii między składowymi powłoki geograficznej. Kluczowym problemem jest uwzględnienie wpływu rzeźby terenu na właściwości i strukturę krajobrazów. Rozwiązanie tego problemu rozszerza wiedzę dotyczącą odporności ekosystemów i krajobrazów rozumianej jako zdolność samozachowawcza w warunkach występowania zakłóceń, zapewniająca samoregulacyjne funkcjonowanie ekosystemów [PREOBRAŻENSKI 1983].

W ciągu ostatnich dziesięcioleci aktualność problemu odporności geosystemów (agroekosystemów) była warunkowana wzrostem zainteresowania problematyką ochrony środowiska i zasobów odnawialnych oraz zmianą wyobrażeń o geosystemie jako statycznym układzie znajdującym się w stanie stacjonarnym [PREOBRAŻENSKI 1983].

Określenie odporności geosystemów wykazało, że wyczerpały się możliwości wykorzystania analogii z fizyki. Próby przeniesienia strategii i taktyki badania systemów fizycznych lub nawet najprostszych samoregulujących się systemów biologicznych okazały się nieowocne, a rezultaty nie ogólne i fundamentalne, lecz częściowe i wąskie [ARMAND 1963]. Doprowadziło to do konieczności wyraźnego rozgraniczenia nie tylko rozumienia pojęć stanu równowagi i stacjonarnego, lecz także określeń stabilność–odporność. Pod pojęciem stabilność (w wąskim rozumieniu: buforowość) rozumie się jakość pasywnego układu, natomiast odporność uwzględnia oddziaływanie i aktywną reakcję układu na ten zewnętrzny bodziec<sup>1)</sup>.

Fizycy uważają, że równowadze w geografii i agroekologii terminologicznie blisko jest do stanu stacjonarnego. Niemniej w tym przypadku to określenie oznacza stabilność w czasie, która nie odnosi się do ewolucji układów glebowych. Istnienie sprzężeń zwrotnych w geosystemach (agroekosystemach) jako reakcji na bodźce zewnętrzne stanowi istotny czynnik będący podstawą ich samoregulacji, którą trudno wyrazić ilościowo w ramach termodynamiki.

Zasady termodynamiki, jej znaczenie w rozpatrywanym paradygmacie naukowym, opierającym się w zasadzie na opisie zjawiska przenoszenia poprzez określenie potencjałów termodynamicznych, nie budzi wątpliwości. Jednakże w zakresie termodynamiki można rozważać tylko najprostsze, w małym stopniu podlegające samoregulacji układy abiotyczne, takie jak atmosfera, woda w stanie ciekłym i stałym, utwory o charakterze krystalicznym, luźne utwory litosfery. Aby uzyskać stan stacjonarny, przechodzą one poprzez stadium przejściowe, w którym wzrasta ich stan organizacji [ARMAND 1963].

Należy zaznaczyć, że podejście termodynamiczne ma ograniczone zastosowanie w układach glebowych, w których znaczną rolę odgrywa czynnik biotyczny, tzw. edafon glebowy, np. w warstwie ornej agroekosystemów. Dlatego też w rozważaniach zagadnienia odporności lokalnych geosystemów (agroekosystemów) zaproponowano wykorzystanie biologicznego terminu „homeostaza” [ARMAND

<sup>1)</sup> W języku polskim relacje między stabilnością i odpornością systemu są rozumiane jako decydujące o trwałości tego systemu (przyp. tłum.).

1963]. Zasada termodynamiki Le Chatelier-Browna, twierdzenie Prigogine'a, dotyczące minimum entropii, w tym przypadku mogą znaleźć zastosowanie tylko ogólnoformalne, nie prowadząc do uszczegółowienia mechanizmu samoregulacji.

Odejście od zasady wzajemności Onzagera i przejście do bardziej realistycznej nieliniowej zależności strumieni i oddziaływań termodynamicznych – określenia entropii w rzeczywistym układzie otwartym – umożliwia przewidywanie kierunku procesów i nic poza tym. Entropia, będąc wartością ekstensywną, wyraża zdolność do addytywności. Dlatego też zmiany entropii w rzeczywistym układzie otwartym może być wyrażone w postaci sumy wewnętrznych zmian entropii podczas nierównowagowego nieodwracalnego procesu i zmiany entropii podczas współdziałania układu ze strumieniami pochodzącymi ze środowiska zewnętrznego. Jeżeli zwiększenie entropii na skutek oddziaływania czynników zewnętrznych można określić eksperymentalnie, to praktycznie nie ma możliwości obliczenia wewnętrznej zmiany entropii systemu złożonego [KOROL'KOV 2011].

W związku z tym, że wśród lokalnych geosystemów (agroekosystemów) występują układy zarówno samoregulujące się, jak i pasywne termodynamicznie, stosowanie wyłącznie potencjałów termodynamicznych do opisanie tych systemów nie daje możliwości wykazania czynników sterujących. Należy tutaj również zwrócić uwagę na obecne ekologiczne wymagania o charakterze noosferycznym [TURKOV, KOČUROV 2011], wskazując na rolę wewnętrznych (ukrytych) parametrów układu i trudności w ilościowym opisie ich na płaszczyźnie termodynamiki układów otwartych.

Termodynamiczne podejście nie pozwala na traktowanie gleby – zgodnie z poglądami Dokuczajewa – jako układu biomineralnego będącego połączeniem żywego z nieożywionym. Takie poglądy zostały rozwinięte w koncepcji biogeocenozy Sukaczowa, a następnie w biogeochemicznej koncepcji Wiernadskiego [AKSENOV 2006; TJURJUKANOV, FJODOROV 1996]. Wiernadski wprowadził aspekt biogeochemiczny rozumienia życia, według którego przemieszczanie się substancji w szlakach biogeocenozy należy rozpatrywać jako serie sprzężonych procesów rozpraszania i koncentracji substancji [TJURJUKANOV, FJODOROV 1996]. Takie sprzężenie nie mieści się w zakresie termodynamiki, podobnie jak występowanie w systemach glebowych zarówno ujemnego, jak i dodatniego sprzężenia zwrotnego w układach glebowych. W tym przejawia się istotne ograniczenie podejścia termodynamicznego w porównaniu z biogeochemicznym.

Biogeochemia ukazuje życie organizmów w funkcji koncentracji i krążenia mas pierwiastków chemicznych na Ziemi. Przedmiotem badań biogeochemii są procesy transportu i wymiany masy pierwiastków chemicznych między żywymi organizmami i otaczającym je środowiskiem [DOBROVOL'SKIJ 2003]. W biogeochemii pomija się biologiczne właściwości samych organizmów. Istotne jest natomiast powiązanie między organizmami żywymi a elementami mineralnymi (nieożywionymi), ponieważ stanowią one jedną całość w geosystemie [TJURJUKANOV 1996]. Proces nityfikacji, generujący strumień azotanów związany z całościową

działalnością całej ożywionej składowej układu glebowego, może być rozpatrywana na płaszczyźnie biochemii.

W lokalnych geosystemach wchodzących w skład krajobrazów rolniczych agroekosystemów ważniejsza stała się problematyka określenia biogeochemicznej migracji dostępnego azotu między pedosferą, troposferą i wodami gruntowymi. Wiadomo, że stężenie azotanów w 2/3 określa produktywność fitocenoz, która w zasadzie tworzy główny potencjał żywych organizmów w biogeocenozach. W związku z tym, że we współczesnej synergetyce porównuje się zewnętrzne oddziaływanie układu otwartego z jego wewnętrznymi, aktywnymi oddziaływaniami szczególnego znaczenia nabiera zbadanie i opis nityfikacji jako wewnętrznego procesu tworzenia azotanów zgodnie z modelami synergetycznymi [KOROL'KOV 2011].

Opis oddziaływań zewnętrznych na układy glebowe z uwzględnieniem parametrów nityfikacji w tych oddziaływaniach spełnia współczesne ekologiczne wymagania stawiane modelom układów glebowych. W określeniu ich odporności podstawowe znaczenie ma ilościowe określenie wewnętrznych parametrów tych układów i wykazanie ich związków z oddziaływaniami zewnętrznymi. W ten sposób zrodziły się przesłanki do przeniesienia empirycznych zależności odporności krajobrazów oraz poglądów FRYDLANDA [1972] o nieaddytywności układów glebowych na podejście ilościowe.

W agrochemii do chwili obecnej szeroko stosowana jest metoda bilansowania, polegająca na porównywaniu strumieni składników pokarmowych wprowadzanych i wynoszonych z plonem. Takie podejście, ograniczone modelem „czarnej skrzynki”, stanowi podstawę zarządzania krajobrazami. Stosowanie takiego modelu może być właściwe wyłącznie w odniesieniu do kultur uprawianych na hydroponice, sztucznych sorbentów wprowadzanych ze składnikami pokarmowymi, ale nie odnosi się do układów glebowych, w skład których wchodzi żywe organizmy. Żywe organizmy (biota), według Wiernadskiego, stanowią najważniejszy komponent układów glebowych mających znaczenie geologiczne. Biota reaguje na działania antropogeniczne, co uzasadnia wprowadzenie pojęcia odporności układów geograficznych. Uwzględnienie tego pojęcia umożliwi ilościowy opis niezwykle ważnej cechy układów glebowych, jaką jest samoregulacja. Dążenie do opisania samoregulacji układów glebowych można rozpatrywać jako próbę poznania wewnętrznej konstrukcji układu glebowego – „czarnej skrzynki”, występującej w metodzie bilansowej. Do interpretacji tego zjawiska najbardziej przydatna jest zasada homeostazy [ARMAND 1963], a nie termodynamiczne prawo Le Chatelier-Browna.

Samoregulacja jest rozpatrywana przez nas jako odpowiedź ukrytych (wewnętrznych) parametrów układu, związanych z tworzeniem wewnątrz niego azotanów, na działanie antropogeniczne, związane z wprowadzeniem nawozów mineralnych. To podejście stanowi podstawę biogeochemicznego modelu odporności, który jest odzwierciedleniem poglądów o synergetycznym związku między tech-

nogennymi i biogennymi strumieniami azotu i udziale tych zależności w kształtowaniu odporności lokalnych geosystemów (agroekosystemów).

Synergizm świata organicznego i mineralnego odzwierciedla realne procesy zachodzące w przyrodzie. Jednym z nich jest nityfikacja. Badanie tego procesu stanowi podstawę stworzenia kinetycznego modelu odporności lokalnych geosystemów (agroekosystemów), umożliwiającego zarządzanie krajobrazami rolniczymi poprzez wykorzystanie parametrów nityfikacji jako aktywnych składowych.

## **KINETYCZNE PARAMETRY NITRYFIKACJI – METODOLOGIA I METODYKA ICH OKREŚLANIA**

Badanie nityfikacyjnej zdolności gleb dokonywane jest w warunkach laboratoryjnych według standardowej metody Krawkova [KRAVKOV 1964]. Ten parametr, szeroko stosowany w gleboznawstwie, określany jest nagromadzeniem azotanów w ciągu 7 dób w stałej temperaturze i określonej kapilarnej pojemności wodnej.

Dwudziestogramową próbkę powietrznie suchej gleby przesianej przez sito o oczkach 2,0 mm umieszcza się w płaskodennej kolbie o pojemności 100 ml (zważonej z dokładnością 0,1 g). Glebę zwilża się do 60% pojemności kapilarnej. W przypadku gleb biellicowych wynosi to 4 ml. Kolbę z naważką gleby przykrywa się krążkiem bibuły filtracyjnej i umieszcza w termostacie na 7 dób w stałej temperaturze 26–28°C. W ciągu tego okresu utrzymuje się jej całkowitą masę, uzupełniając wyparowaną wodę.

Metodę tę zmodyfikowano ze względu na opisane niżej braki, przede wszystkim z powodu niewłaściwego określenia ilościowego zdolności nityfikacyjnej jako różnicy zawartości azotanów w okresie początkowym i po 7 dobach. Stosując tę metodę, bada się kinetykę akumulacji azotanów na podstawie dwóch punktów pomiarowych, co nie jest zgodne z wymaganiami przyjętymi w opisie kinetyki chemicznej. Poza tym jest to sprzeczne z podstawowymi pojęciami czasu i przestrzeni wprowadzonymi przez Wiernadskiego w odniesieniu do układów biogeochemicznych [AKSENOV 2006]. Podczas badania takich procesów ważne jest określenie wewnętrznego czasu układu, w którym przechodzi on określone etapy rozwoju, nie ma tu zastosowania amorficzny wymiar czasu astronomicznego.

Istota zmian modyfikacji wprowadzanych do metody Krawkova polega na szczegółowych badaniach kinetycznej krzywej nityfikacji, polegających na codziennym określaniu stężenia azotanów. W tym celu wykorzystywana jest nie jedna, lecz 9 kolb. Kinetykę nityfikacji gleb badano metodą eliminacji kolb w ciągu kolejnych 7 dób w stałej temperaturze 28°C i wodnej pojemności kapilarnej wynoszącej 60%. W próbkach tych stężenie azotanów określano za pomocą selektywnej elektrody typu „Elit” i pH-metr-jonometru „Ekspert-001”. Błąd pomiaru nie przekraczał 5%, a rozrzut wyników, obliczony na podstawie stałych prędkości nityfikacji, wynosił 4–6% [VINOKUROV 2007a; d].

Przeprowadzone badania wykazały, że kinetyka układów glebowych może być opisana za pomocą modelu Verhulsta [VERHULST 1838], odzwierciedlającego zmiany populacji w układach biologicznych. Wykorzystując ten model, obliczono stałe prędkości nityfikacji  $r$  i pojemność ekologiczną  $K$  różnych układów glebowych wg równania:

$$\frac{dx}{dt} = rx \left( 1 - \frac{x}{K} \right) \quad (1)$$

gdzie:

- $r$  – stała prędkości procesu nityfikacji,
- $K$  – pojemność ekologiczna (ukryta pula układów glebowych),
- $x$  – aktualne stężenie azotanów.

Ustalono, że czas niezbędny do osiągnięcia połowy wartości pojemności ekologicznej – wyrażającej potencjalne możliwości układu glebowego – który jest niezbędny do obliczenia stałej nityfikacji, może wynosić nawet dziesiątki godzin:

$$r = (2,303/t) \lg(K - x_0) / x_0 \quad (2)$$

gdzie:

- $r$  – stała prędkości procesu nityfikacji,
- $x_0$  – początkowe stężenie azotanów,
- $t$  – czas osiągnięcia przez układ stężenia, odpowiadającego połowie pojemności ekologicznej  $K/2$ .

Zastosowanie modelu Verhulsta umożliwiło przejście do rozumowania metodologicznie bardziej poprawnego, uwzględniającego biologiczny, wewnętrzny czas układu, w którym stężenie wytworzonych przez układ azotanów jest powiązane z jego pojemnością ekologiczną.

W ten sposób uzasadniono, że przedstawiająca kinetykę krzywa nityfikacji nie jest opisywana poprzez wartości chemiczne, lecz jest określana za pomocą modelu biologicznego populacji. Jest to zgodne z podejściem biogeochemicznym, ponieważ strumień substancji nieorganicznych (azotanów) jest uwarunkowany rozwojem populacyjnym mikroorganizmów, które z kolei warunkują kinetykę akumulacji azotanów, wynikającą z zastosowania logistycznego równania Verhulsta.

Jak wykazano, do oceny trwałości układów glebowych można stosować stosunek parametrów nityfikacji  $K/r$  [VINOKUROV 2007a; d]. W sensie fizycznym odporność wyrażona stosunkiem  $K/r$  odpowiada energetycznie ekonomicznemu wykorzystaniu potencjału glebowego, czyli jest proporcjonalna do możliwości układu glebowego w odniesieniu nityfikacji i odwrotnie proporcjonalna do stałej prędkości tego procesu. Jak wykazano [VINOKUROV 2007b], optymalny przedział stałych nityfikacji wynosił  $r = (0,0067 - 0,0082) \cdot h^{-1}$ . Przedział ten odpowiada efektyw-

nym makroparametrom układów glebowych – produktywności i odtwarzaniu żywności. Określenie optymalnego przedziału stałej nityfikacji układu glebowego może służyć do wyznaczenia zakresu zmian i strat mineralnych form azotu w pedosferze, co wpływa na produktywność materii żywej i tworzenie substancji organicznej w glebie (tab. 1).

Żywe układy są bardziej energetycznie ekonomiczne w porównaniu z nieożywionymi, co po raz pierwszy wykazał jeden z twórców mechaniki kwantowej, SCHREDINGER [1962]. Badania przeprowadzone przez autora niniejszej pracy wykazały, że wg czasu astronomicznego nie można rozpatrywać zmian w przestrzeni krajobrazów [VINOKUROV 2007e]. W związku z tym problemy czasu i przestrzeni można ujmować w biogeochemicznej parametryzacji krajobrazów dopiero z zastosowaniem opracowanych przez autora kinetycznych parametrów nityfikacji, poprzez zastosowanie biogeochemicznych (kinetycznych) modeli opisujących trwałość agroekosystemów, tworzonych z wykorzystaniem kinetycznych parametrów nityfikacji. Metodologiczne wymagania przestrzeni i czasu określane przez Wiernadskiego w odniesieniu do układów ożywionych spełnia również metoda bazująca na określaniu potencjału redoks w celu scharakteryzowania agrosystemu. W tej metodzie nie stosuje się ustalonego czasu astronomicznego, lecz czas wyznaczony przez dane równanie potencjału redoks.

Oprócz metody Krawkowa [GREČIN (red.) 1964], zmodyfikowanej wg przedstawionego wyżej opisu, w badaniach zastosowano następujące metody agrochemiczne: określenie próchnicy wg Tiurina, ruchomego fosforu wg Kirsanowa, potasu wymiennego wg Masłowej, pojemności kationów wymiennych wg Kappena, kwasowości hydrolitycznej wg Helkowicza-Kappena [SOKOLOV (red.) 1975].

## METODY I WYNIKI BADAŃ

### BIOGEOCHEMICZNA PARAMETRYZACJA UKŁADÓW GLEBOWYCH WYSTĘPUJĄCYCH NA PŁASKICH WODODZIAŁACH

Badania przeprowadzono na bazie już istniejącego wieloletniego doświadczenia założonego w celu zbadania możliwości zwiększenia urodzajności gleb bielicowych w okolicach Włodzimierza. Przed założeniem doświadczenia gleba na polu doświadczalnym w warstwie ornej zawierała 3,68% próchnicy, całkowita zawartość N, P i K wynosiła w niej odpowiednio (w  $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) 1,8, 0,73, 195, fosforu dostępnego dla roślin (wg Kirsanowa) było  $10,8 \text{ mg}\cdot(100 \text{ g})^{-1}$  gleby, K (wg Masłowej)  $14,4 \text{ mg}\cdot(100 \text{ g})^{-1}$  gleby, pojemność wymiany kationów  $S = 23,4 \text{ mg}\cdot\text{rów}\cdot(100 \text{ g})^{-1}$  gleby.

Doświadczenie zakładano w okresie 1988–2002 r. w trzech powtórzeniach, stosując zalecany dla danej strefy płodozmian: ugór – żyto ozime – owies z podsiewem wieloletnich traw – trawy wieloletnie użytkowane przez 2 lata – żyto ozi-



me – jęczmień. Powierzchnia poletek wynosiła 60 m<sup>2</sup>. Analizy próbek glebowych wykonano po dwóch rotacjach płodozmianowych, a uzyskane wyniki zamieszczono w tabeli 1.

**Tabela 1.** Parametry układów glebowych w warunkach zróżnicowanej technologii uprawy uzyskane po dwóch rotacjach płodozmiannu

**Table 1.** Parameters of soil systems at differentiated technology obtained after two crop rotations

Nr technologii uprawy Number of crop technology	Średnia produktywność Mean productivity t/ha	Zawartość próchnicy Humus content %	Suma kationów wymiennych mg·równ.·(100 g) <sup>-1</sup> gleby Sum of exchangeable cations mequiv·(100 g) <sup>-1</sup> soil	Pojemność ekologiczna K Carrying capacity K mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ·(100 g) <sup>-1</sup>	Stała prędkości procesu nityfikacji r Nitrification rate constant r 10 <sup>-4</sup> ·h <sup>-1</sup>	Parametr trwałości mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ·(100 g) <sup>-1</sup> gleby Stability parameter mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ·(100 g) <sup>-1</sup> soil
Kontrola Control	28,5	3,68	23,4	6,5	200 (2,14)	325
1	34,4	3,75	25,6	15	82 (5,02)	1 830
2	34,8	3,82	26,9	17	71,9 (5,90)	2 350
3	33,4	3,68	24,8	13	133 (3,50)	977
4	35,1	3,68	24,4	11	160 (3,50)	687
5	36,1	3,73	24,3	18	143 (2,92)	1 260
6	34,7	3,70	24,4	20	206 (2,50)	971
7	38,5	4,00	26,4	20	73 (5,90)	2 740
8	39,0	4,04	26,5	22	67 (9,00)	3 280

Objaśnienia: w nawiasach podano początkowe stężenia azotanów w próbkach glebowych w mg·(100 g)<sup>-1</sup> suchej gleby.

Explanations: initial nitrate concentrations in soil samples are given in brackets in mg·(100 g)<sup>-1</sup> soil dry mass.

Źródło: wyniki własne. Source: own study.

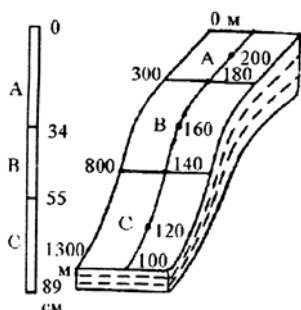
Ugorowane pole obsiewano mieszanką wyki z owsem, a w charakterze rośliny na zielony nawóz stosowano rzodkiew oleistą.

Kompleksowe nawożenie mineralne, w którym wnoszono azot w formie amonowej i azotanowej, stosowano pod wiosenne kultywatorowanie. Podane w pracy parametry agroekosystemu odnoszą się do okresu jesiennego po zbiorze plonów.

Technologie uprawy nr 1, 2, 3 odnoszą się do czarnych ugorów, 4, 5, 6 – do ugorów obsianych z międzyplonem, 7 i 8 – to ugor obsiany.

### BIOGEOCHEMICZNA PARAMETRYZACJA KATENALNYCH UKŁADÓW GLEBOWYCH

Przedmiotowe badania przeprowadzono zgodnie z zasadami nauki o katenach krajobrazowych Dokuczajewa. W katenalnym modelu kartograficznym przestrzeń stanowią proporcjonalnie powiązane między sobą strefy obejmujące sąsiadujące elementy jednolitego skłonu. Na sklonie A–B–C są to: A (część górna), B (część środkowa), C (część dolna) różniące się występującymi glebami (rys. 1).



Rys. 1. Rozmieszczenie gleb w modelu katenalnym A–B–C; A – górna, B – środkowa, C – dolna część skłonu; źródło: opracowanie własne

Fig. 1. Distribution of soils in a catena model A–B–C; A – upper, B – middle, C – lower part of a slope; source: own elaboration

Dane zestawione w tabeli 2. odnoszą się do płodozmianu produkcyjnego: czarny ugor, pszenica ozima, pszenica jara z podsiewem traw, trawy, trawy, jęczmień, stosowanego we Włodzimierskim Instytucie Rolniczym.

### OMÓWIENIE WYNIKÓW

W wyniku modyfikacji metody Krawkova rozpoznanie badanego procesu jest znacznie lepsze, niż było to możliwe wcześniej. Powstawanie azotanów w czasie przeważnie jest opisywane sinusoidalną krzywą. W niektórych układach glebowych stwierdzono jednak występowanie przeciwstawnych procesów – pochłaniania i wytwarzania azotanów (rys. 2) [VINOKUROV 2007d].

Zgodnie z danymi zamieszczonymi na rysunku 2., prawie nie zanotowano różnicy między początkową i końcową zawartością azotanów (1. i 9. punkt wykresu), wyrażającej zdolność nityfikacyjną gleb wg metody Krawkova. Dokładne badania świadczą jednak, że prawdopodobnie (błąd pomiaru stężenia azotanów nie

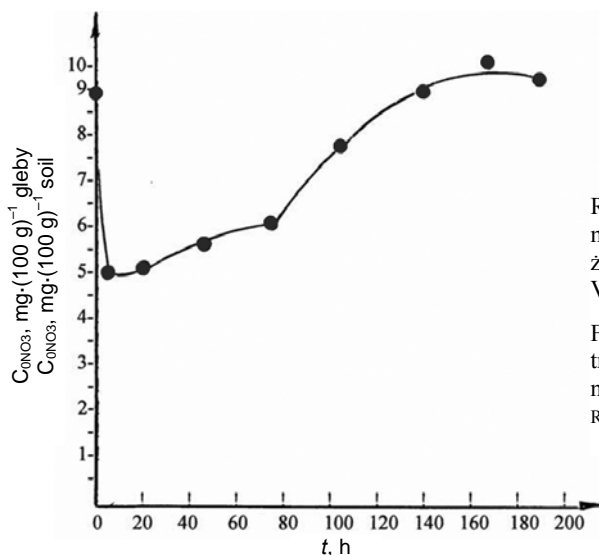
**Tabela 2.** Parametry elementów przestrzennych kateny**Table 2.** Parameters of spatial elements of catena

Nr elementu przestrzennego kateny Number of spatial element	Stan wyjściowy (2003 r.) Initial status (2003 y.)				Stan po nawożeniu (2004 r.) Status after fertilisation (2004 y.)			
	pH	parametr trwałości K/r mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ·(100 g) <sup>-1</sup> gleby stability parameter K/r mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ·(100 g) <sup>-1</sup> soil	suma kationów wymiennych mg·-równ.·(100 g) <sup>-1</sup> gleby sum of exchangeable cations mequiv·(100 g) <sup>-1</sup> soil	plon yield dt·ha <sup>-1</sup>	pH	parametr trwałości K/r mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ·(100 g) <sup>-1</sup> gleby stability parameter K/r mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ·(100 g) <sup>-1</sup> soil	suma kationów wymiennych mg·-równ.·(100 g) <sup>-1</sup> gleby sum of exchangeable cations mequiv·(100 g) <sup>-1</sup> soil	plon yield dt·ha <sup>-1</sup>
1(-3)	5,9	567	15,6	22,5	5,9	489	13,5	17,1
2(-2)	6,5	-1016	16,1	23,0	6,2	342	12,4	20,0
3(-1)	7,2	990	14,7	25,0	6,3	242	11,0	19,5
4(0)	6,5	254	12,8	22,0	6,8	716	17,6	25,0
5(1)	6,8	550	13,1	25,0	6,4	177	13,6	21,0
6(2)	5,5	765	17,7	16,0	6,5	710	12,7	19,0
7(3)	6,3	-2585	10,8	22,5	6,5	670	10,8	19,0

Objaśnienia: 4(0) – wododział 1(-3), 2(-2), 3(-3) – zbocze o wystawie północno-zachodniej, 5(1), 6(2), 7(3) – zbocze o wystawie południowo-wschodniej.

Explanations: 4(0) – water divide 1(-3), 2(-2), 3(-3) – slope of NW exposition, 5(1), 6(2), 7(3) – slope of SE exposition.

Źródło: wyniki własne. Source: own study.



Rys. 2. Przeciwny charakter przemiany azotanów w warunkach ich dużego początkowego stężenia; źródło: VINOKUROV [2007d]

Fig. 2. Contradictory character of nitrate transformation at initially high nitrate concentrations; source: VINOKUROV [2007d]

przekracza 5%) zachodzą dwa procesy: zmniejszenie się stężenia azotanów w ciągu pięciu początkowych godzin inkubacji (punkty 1–2), a następnie tworzenie azotanów (punkty 2–9).

Przykład ten wyraźnie wskazuje, że czas astronomiczny 7 dób (168 h) i odpowiadające mu zróżnicowanie stężenia nie odzwierciedla realnych procesów, związanych z wytrącaniem układu ze stanu stacjonarnego i powrotu do tego stanu. Bezwzględnie należy więc brać pod uwagę wewnętrzny czas biologiczny (glebowy) układu związany z etapami jego ewolucji. Takie właśnie podejście może prowadzić do rozpoznania dynamicznych procesów samoregulacji układów glebowych. Badanie kinetyki w długich okresach czasowych, wykorzystanie statycznych potencjałów termodynamicznych oraz określenie agrochemicznego bilansu składników (wprowadzonych do systemu w postaci nawozów mineralnych i wynoszonych z plonem) uniemożliwia wykazanie tak ważnej podstawowej właściwości układu glebowego, jaką jest samoregulacja.

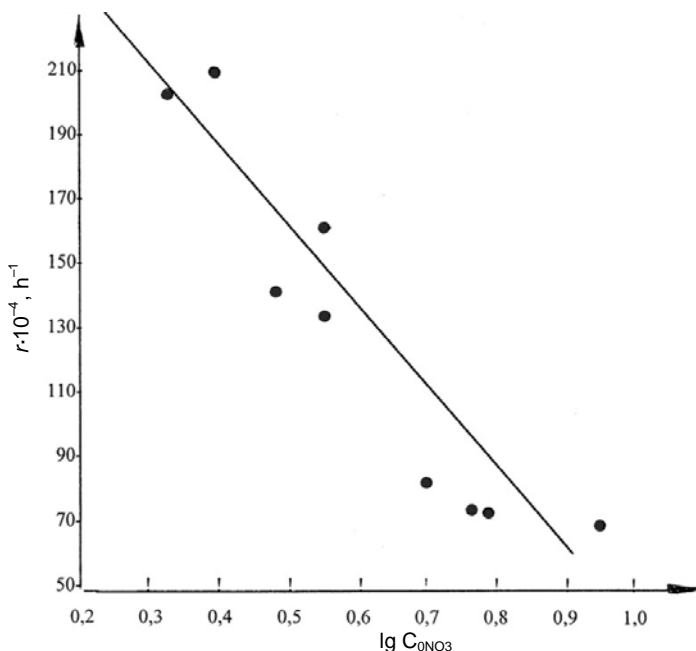
Formalne obliczenie krzywej kinetycznej zachodzących przeciwstawnych procesów w glebach prowadzi z reguły do uzyskania ujemnych wartości stałych prędkości nityfikacji.

#### UKŁADY GLEBOWE NA PŁASKICH WODODZIAŁACH

W trakcie biochemicznej parametryzacji porównywane są kinetyczne parametry nityfikacji na różnych wariantach wieloletniego doświadczenia lub elementarnych jednostkach krajobrazowych (EJK). Prawidłowości przestrzennego rozmieszczenia parametrów w płaskich krajobrazach (systemach glebowych na płaskich wododziałach) różnią się znacznie od występujących w przestrzeni falistych krajobrazów katalnych.

Porównywano parametry różnych wariantów agrotechnologii (tab. 1). W odniesieniu do płaskich układów glebowych ustalono, że istnieją zależności między zewnętrznymi parametrami (stężenie azotanów) i parametrami wewnętrznymi (stałe nityfikacji), zależności mają charakter sprzężeń zwrotnych – stężenie akumulowanych w glebie azotanów warunkuje przebieg procesu nityfikacji

Opracowano taką zależność, wykorzystując dane z tabeli 1. (rys. 3). Wynika z niej, że zmienność początkowego stężenia azotanów, uwarunkowana oddziaływaniem różnych technologii uprawy w płaskim układzie glebowym jest korygowana przez stałe procesu nityfikacji o charakterze biogennym. Największa odporność cechuje gleby charakteryzowane parametrami rozmieszczonymi w dolnej części zależności (rys. 3). Odpowiadają im makroparametry największej produktywności i zawartości próchnicy. Gleby z największą odpornością mają zdolność ekonomicznego wykorzystania azotanów – właściwość „miękkiego” włączenia nityfikacji. W tych warunkach występuje optymalne wykorzystanie związków azotu zawartych w glebie mineralnej.



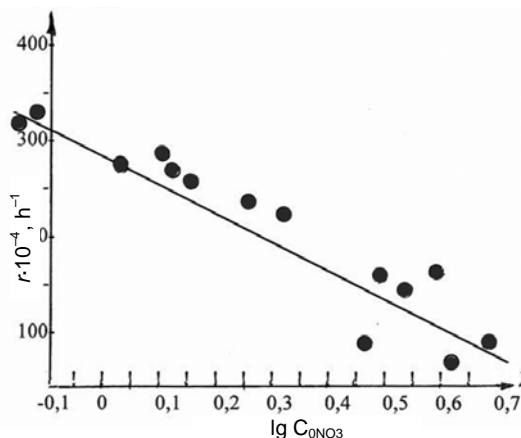
Rys. 3. Zależność między stałą prędkości nityfikacji  $r$  a logarytmem początkowego stężenia azotanów  $C_{NO_3}$  w różnych wariantach wieloletniego doświadczenia (współczynnik korelacji  $r = 0,935$ , równanie regresji ( $y = 281,2 - 254,7x$ ); źródło: wyniki własne

Fig. 3. The relationship between nitrification rate constant  $r$  and the logarithm of initial nitrate concentration  $C_{NO_3}$  in different variants of a long-term experiment (correlation coefficient  $r = 0.935$ ; regression equation  $y = 281.2 - 254.7x$ ); source own study

Analogiczne wyniki uzyskano na omawianym doświadczeniu, porównując biogeochemiczne parametry poszczególnych EJK (rys. 4).

Rysunki 3. i 4. wymagają wyjaśnienia. Według klasycznych zasad kinetyki stosowanej w chemii stała prędkości nie zależy od stężenia substancji, a przebieg reakcji chemicznej jest uwarunkowany różnicą potencjałów termodynamicznych (chemicznych).

Kinetyka nityfikacji, jako procesu biogeochemicznego, uwarunkowana jest działalnością życiową mikroorganizmów: *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosolobus*, *Nitrosoribrio*, *Nitrobacter*, *Nitrospira* i *Nitrococcus*, których populacyjna dynamika warunkuje dynamikę strumienia azotanów. Dlatego w tym przypadku stała prędkości  $r$  nie jest związana z potencjałami termodynamicznymi. Jest ona warunkowana populacyjną dynamiką wymienionych mikroorganizmów i zależy od wewnętrznych zasobów systemu – pojemności ekologicznej. Związek między początkowym stężeniem azotanów i stałą prędkości  $r$  jest przejawem samo-regulacji – sterowania procesem w agroekosystemie, uwarunkowanym aktywnymi parametrami, związanymi z działalnością żywych organizmów.



Rys. 4. Zależność stałej prędkości nityfikacji  $r$  od logarytmu początkowego stężenia początkowej koncentracji azotanów  $C_{0NO_3}$  dla poszczególnych elementarnych jednostek krajobrazowych układu glebowego na płaskim wododziale ( $r = 0,950$ ); źródło: opracowanie własne na podstawie: VINOKUROV [2007a, d]

Fig. 4. The relationship between nitrification rate constant  $r$  and the logarithm of initial nitrate concentration  $C_{0NO_3}$  for particular elementary landscape units of the soil system in flat water divide ( $r = 0.950$ ); source: own study based on VINOKUROV [2007a, d]

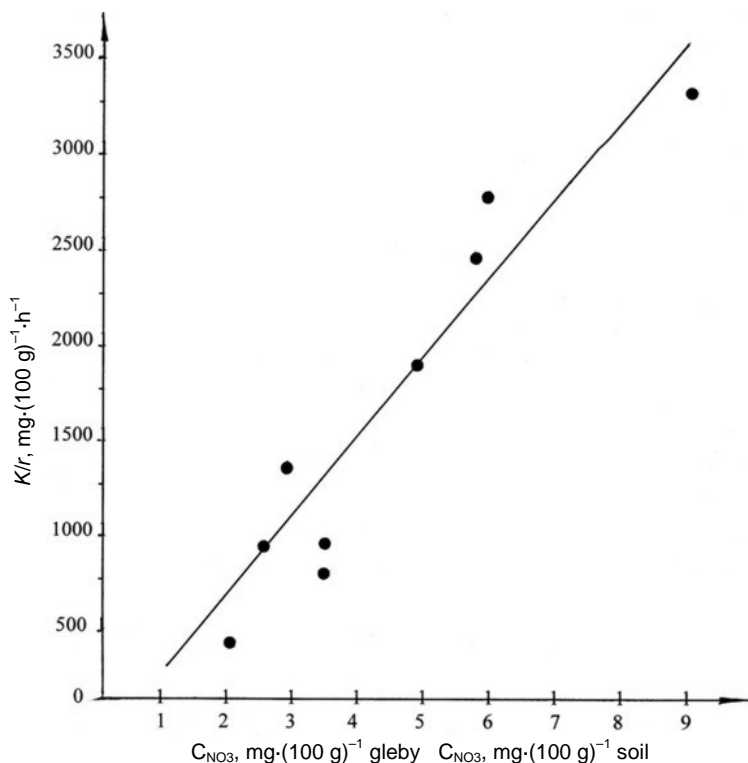
Przedstawione wyniki stanowią rozwinięcie poglądów FRYDLANDA [1972] o nieaddytywności systemów glebowych i potwierdzają ważną ich właściwość, którą jest samoregulacja.

Przedstawiona na rysunku 5. zależność uogólnia nieaddytywny charakter parametrów technogenicznych i biogenicznych strumieni azotu, wyrażony kompleksowym parametrem  $K/r$  kinetycznego modelu trwałości układu glebowego. W tabeli 1. parametry te są porównywane z innymi ważnymi charakterystykami systemów glebowych. Maksymalnej produktywności gleb i zawartości próchnicy odpowiadają maksymalne wartości stosunku  $K/r$ .

Parametry odnoszące się do właściwości kompleksu sorpcyjnego (teoria Gedrojca) podane w tabeli 1. nie odzwierciedlają charakterystyki produktywności, zawartości próchnicy, stałych prędkości nityfikacji, pojemności ekologicznej, parametrów odporności i sumy kationów wymiennych.

Wartości pojemności kationów wymiennych odzwierciedlają tylko buforowe właściwości układów glebowych, wyrażające zdolność do neutralizacji zakwaszenia, wywołanego w środowisku dwutlenkiem węgla wydzielanym w procesach oddychania. Gleby z dużą zawartością substancji organicznej (czarnoziemy, szare gleby leśne) cechuje duża pojemność kationów wymiennych. Na podstawie tych parametrów agrochemicy oceniają stabilność układów glebowych.

Jak wynika z tabeli 1., suma kationów wymiennych odzwierciedla tylko poprawę jakości systemów glebowych spowodowaną stosowanymi technologiami



Rys. 5. Zależność parametrów nityfikacji (odporność układów glebowych)  $K/r$  od początkowego stężenia azotanów w glebie w różnych wariantach doświadczenia ( $r = 0,944$ ;  $y = -340 + 432,8x$ ); źródło: wyniki własne

Fig. 5. The relationship between nitrification parameters (resistance of soil systems)  $K/r$  and initial nitrate concentration in soil under different experimental conditions ( $r = 0.944$ ;  $y = -340 + 432.8x$ ); source: own study

uprawy w porównaniu z wariantem kontrolnym. Zmienność tego parametru jest nieznaczna i dlatego jest on nieprzydatny do oceny stosowanych zabiegów technologicznych.

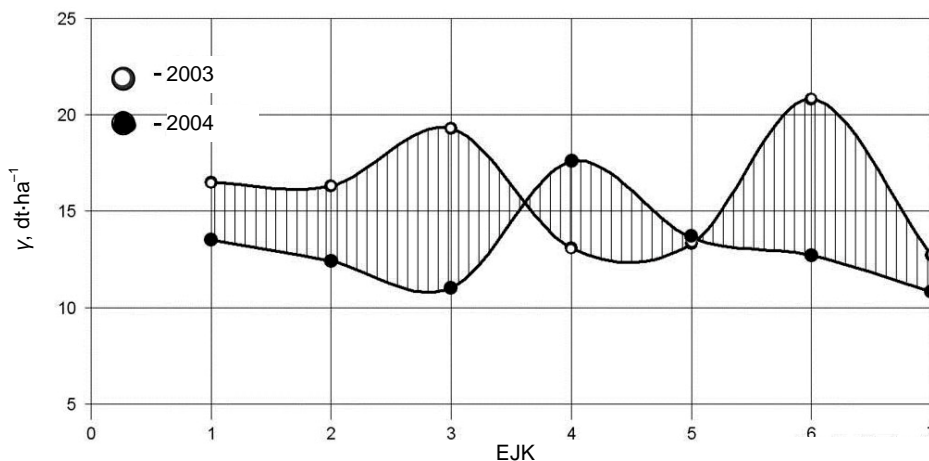
Równocześnie, porównując kinetyczne parametry nityfikacji, można stwierdzić ich istotne zależności z ważniejszymi parametrami układów glebowych (produktywnością i zawartością substancji organicznej). Dlatego też mogą one być z powodzeniem wykorzystywane do rozwiązywania zagadnień praktycznych. Dzięki temu biogeochemiczna parametryzacja agroekosystemów umożliwia wykazanie zdolności płaskich układów glebowych do samoregulacji w procesie technogenicznego oddziaływania mineralnego (nawożenia). Duża zawartość azotanów w układzie glebowym prowadzi do zaprzestania ich wytwarzania wewnątrz tego układu w procesie nityfikacji. Rozmieszczenie EJK w obszarze płaskiej przestrzeni pokrywy glebowej nie wpływa na wyniki końcowe, co umożliwia przedstawie-

nie samoregulacji w postaci prostych związków korelacyjnych między zewnętrznymi i wewnętrznymi parametrami układu (rys. 2, 4) [VINOKUROV 2007a; d].

W przypadku katenalnych układów glebowych model ten jest nieprzydatny [VINOKUROV 2007b, c; 2009], należy zastosować podejście systemowo-strukturalne z koniecznością uwzględnienia rozmieszczenia gleb w krzywoliniowej przestrzeni pokrywy glebowej. Na tym polega zasadnicza różnica w rozpatrywaniu układów glebowych opisywanych równaniami krzywoliniowymi (charakterystycznymi np. dla stoków) i układów płaskich.

### KATENY KRAJOBRAZOWE

Dla krzywoliniowych systemów glebowych (katen krajobrazowych) uzyskano faliste profile produktywności [VINOKUROV 2007b; c), podporządkowane prawidłowościom nieliniowej symetrii z cechami paragenetyczności. Oś symetrii przechodzi wówczas przez wododział (EJK nr 4 – górna część kateny) – rysunek 6.

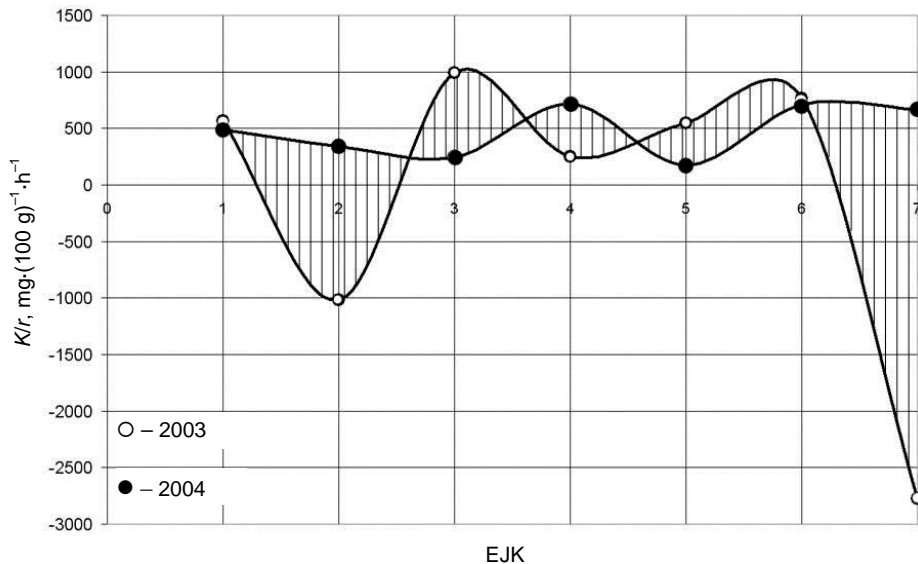


Rys. 6. Profile produktywności  $\gamma$  elementarnych jednostek krajobrazowych (EJK) kateny w krzywoliniowej przestrzeni pokrywy glebowej; 2003 r. – stan wyjściowy; 2004 r. – stan po zastosowaniu nawożenia mineralnego w dawce N – 40, P – 40, K - 40 kg·ha<sup>-1</sup>; źródło: wyniki własne

Fig. 6. Productivity profiles  $\gamma$  of elementary landscape units of the catena in curvilinear space of soil cover; 2003 – initial status; 2004 – status after mineral fertilisation with N – 40, P – 40, K – 40 kg·ha<sup>-1</sup>; source: own study

Tę specyfikę potwierdza porównanie analogicznych profili parametrów biogeochemicznych (stosunków parametrów nityfikacji  $K/r$ ) – rysunek 7. One również podporządkowują się prawidłowościom symetrii nieliniowej z oznakami paragenetyczności.





Rys. 7. Profile stosunku parametrów nityfikacji  $K/r$  (EJK kateny) w krzywoliniowej przestrzeni pokrywy glebowej; 2003 r., 2004 r. jak na rys. 6; źródło: wyniki własne

Fig. 7. Profiles of the ratio of nitrification parameters  $K/r$  (catena of ELU) in curvilinear space of soil cover; 2003 and 2004 – as in Fig. 6; source: own study

Na rysunkach 6. i 7. przedstawiono paragenetyczne profile produktywności i biogeochemicznych parametrów nityfikacji kateny krajobrazowej na przykładzie dwustrefowych układów przestrzennych – strefy pobudzenia (nawożeniem mineralnym) i strefy kontrolnej.

Porównanie parametrów w płaskim systemie wododziałowym i systemie katenalnym wykazało, że przenoszenie ich przez korygowanie współczynnikami jest niemożliwe. Próby dokonane w tym zakresie nie przyniosły pozytywnych rezultatów. W związku z tym, że zaznaczone na rysunkach 6. i 7. profile wykazują cechy paragenetyczności, zostały one zakreskowane. Wypukłe części jednego profilu odpowiadają wklęsłym częściom drugiego profilu, tworząc wspólnie jednolitą paragenetyczną strukturę.

## PODSUMOWANIE

Do opisu samoregulacji płaskich wododziałowych układów glebowych pod względem zawartości azotu azotanowego można zastosować zasadę wzajemnego sprzężenia zwrotnego. Wykazano, że między zawartością azotanów i stałymi nityfikacji istnieje korelacja. W lokalnych katenach krajobrazowych, będących krzywoliniowymi systemami glebowymi, takie korelacje nie występują. W tym przy-

padku konieczne jest zbudowanie i zestawienie profili parametrów nityfikacyjnych elementarnych jednostek krajobrazowych odnoszących się do katenalnych układów pokrywy glebowej.

Praktyczne znaczenie przedstawionych badań dotyczy między innymi interpretacji wyników doświadczeń polowych, np. z zakresu nawożenia i uprawy roślin. Badania te podważają tezę o zasadności przenoszenia wniosków i zaleceń uprawowych, a także powtarzalności uzyskiwanych efektów (plonów) na podstawie doświadczeń prowadzonych w terenie płaskim na pola uprawne, położone w terenie falistym.

### Podziękowania

Autorzy składają podziękowania recenzentom oraz prof. J. Ostrowskiemu i prof. K.A. Potiechinowi za przedyskutowanie problemów przedstawionych w publikacji i cenne uwagi w trakcie jej przygotowywania.

## LITERATURA

- BAILEY L.D., BEAUCHAMP E.G. 1971. Nitrate production, and redox potentials measured with permanently and temporarily placed platinum electrodes in saturated soils. *Canadian Journal of Soil Science*. No. 51. Iss. 1 s. 51–58.
- BAILEY L.D., BEAUCHAMP E.G. 1973. Effects of temperature on  $\text{NO}_3^-$  and  $\text{NO}_2^-$  reduction, nitrogenous gas production, and redox potential in a saturated soil. *Canadian Journal of Soil Science*. No. 53. Iss. 2 s. 213–218.
- PATRICK W.H. 1982. Nitrogen transformations in submerged soils. W: *Nitrogen in agricultural soils*. Pr. zbior. Red. F.J. Stevenson. Agronomy. Madison. HASA, CSSA, SSA s. 449–465.
- STĘPNIEWSKA Z., STĘPNIEWSKI W., GLINSKI J., OSTROWSKI J. 1997. Atlas oksydoredukcyjnych właściwości gleb ornych Polski. Lublin. PAN. Falenty. IMUZ ISBN 8387385050 ss. 22.
- VERHULST P.F. 1838. Notice sur la loi que la population suit dans son accroissement. *Corr. Math. et Phys.* Vol. 10. s. 113–121.
- АКСЕНОВ Г.П. 2006. В.И. Вернадский о природе времени и пространства [W.I. Wiernadski o istocie czasu i przestrzeni]. Историческо-научное исследование. Москва. ИИЕТ им. С.И. Вавилова РАН ss. 392.
- АРМАНД А.Д. 1963. Устойчивость (гомеостатичность) географических систем к различным типам внешних воздействий [Oporność (homeostaticzność) geograficznych systemów na różnego typu oddziaływania zewnętrzne]. W: *Устойчивость геосистем*. Москва. Наука s. 14–32.
- ВИНОКУРОВ И.Ю. 2007a. Кинетическая модель устойчивости почвенных экосистем [Kinetyczny model odporności ekosystemów glebowych]. *Известия высших учебных заведений. Химия и химическая технология*. Т. 50. Вып. 1 s. 27–28.
- ВИНОКУРОВ И.Ю. 2007b. Влияние рельефа на нитрификационные параметры почвенных экологических систем при сплошном антропогенном наращивании минеральной компоненты и соотношение взаимности Онзагера [Wpływ rzeźby terenu na parametry nityfikacyjne glebowych systemów ekologicznych w warunkach oddziaływania mineralnego czynnika antropogenicznego i relacje wzajemności Onsagera]. *Известия высших учебных заведений. Химия и химическая технология*. Т. 50. Вып. 2 s. 101–103.

- ВИНОКУРОВ И.Ю. 2007с. Волнообразный характер влияния рельефа на кинетические параметры нитрификации почвенных экосистем [Falowy charakter wpływu rzeźby terenu na kinetyczne parametry nityfikacji w ekosystemach glebowych]. Известия высших учебных заведений. Химия и химическая технология. Т. 50. Вып. 9 s. 84–85.
- ВИНОКУРОВ И.Ю. 2007d. Эволюция почвенных экосистем: химическое загрязнение, саморегуляция, самоорганизация, устойчивость [Ewolucja systemów glebowych: zanieczyszczenia chemiczne, samoregulacja, samoorganizacja, odporność]. Москва. Юркнига ss. 320.
- ВИНОКУРОВ И.Ю. 2007е. Учет и влияние неоднородностей плоских почвенных экосистем на константы нитрификации [Wpływ różnorodności płaskich systemów glebowych na stałe nityfikacji]. Известия высших учебных заведений. Химия и химическая технология. Т. 50. Вып. 2 s. 78–80.
- ВИНОКУРОВ И.Ю., СТЕПАНОВ И.Н. 2009. Почвенные физические поля и возможности нанобиотехнологического управления ими в земледелии [Fizyczne pola glebowe i możliwości nanobiotechnologiczne sterowania nimi w procesie uprawy]. Нанотехника. No 3 s. 81–92.
- ГРЕЧИН И.П. (red.) 1964. Практикум по почвоведению [Zajęcia praktyczne z gleboznawstwa]. Москва. Колос ss. 423.
- ДОБРОВОЛЬСКИЙ В.В. 2003. Биогеохимия [Biogeochemia]. Москва. Изд. центр «Академия» ss. 400.
- КАУРИЧЕВ И.С., ЛАТФУЛИНА Г.Г. 1976. Изменение окислительно-восстановительной буферности почв под влиянием некоторых факторов [Zmiany oksydoredukcyjnej buforowości gleb pod wpływem niektórych czynników]. Вып. 3. Москва. Изд. ТСХА s. 105–113.
- КОРОЛЬКОВ Б.П. 2011. Термодинамические основы самоорганизации [Termodynamiczne podstawy samoregulacji]. Иркутск. ИрГУПС. ss. 120.
- ПРЕОБРАЖЕНСКИЙ В.С. 1983. Проблемы изучения устойчивости геосистем [Problemy badania odporności geosystemów]. W: Устойчивость геосистем. Москва. Наука s. 4–7.
- СОКОЛОВ А.В. (red.) 1975. Агрохимические методы исследования почв [Agrochemiczne metody badania gleb]. Москва. Наука ss. 656.
- ТЮРЮКАНОВ А.Н., ФЕДОРОВ В.М., ТИМОФЕЕВ-РЕСОВСКИЙ Н.В. 1996. Биосферные раздумья [Rozmyślenia o biosferze]. Москва. Космонавтика – Человечеству ss. 368.
- ТУРКОВ С.Л., КОЧУРОВ Б.И. 2011. Методологические аспекты концепции устойчивого развития [Metodyczne aspekty koncepcji trwałego rozwoju]. Проблемы региональной экологии. No 6 s. 145–152.
- ФРИДЛАНД В.М. 1972. Структура почвенного покрова [Struktura pokrywy glebowej]. Москва. Мысль ss. 423.
- ШРЕДИНГЕР Э. 1962. Что такое жизнь с точки зрения физика? [Czym jest życie z punktu widzenia fizyka?]. Москва. Мир ss. 176.

*Igor Yu. VINOKUROV, Leonid I. ILYIN*

#### STABILITY OF AGROECOSYSTEMS DETERMINED WITH BIOGEOCHEMICAL PARAMETERS

**Key words:** *agroecosystems, landscape units, landscapes, nitrification constants, soil catenas*

The paper presents biogeochemical parameterization of landscapes based on nitrification constants typical for particular elementary landscape units (ELU). It was demonstrated that the principle of negative feedback may be used to describe self-control in soil systems in flat areas with the streams of nitrate-nitrogen. There was a correlation (system approach) between nitrate content and nitrifica-

tion constants within ELU. A systematic-structural approach, which considers spatial arrangement of ELU, was used with respect to local landscape catenas (as curvilinear soil systems). The problem of discrepancy between flat-plan soil systems and curvilinear soil systems is discussed.

**Adres do korespondencji:** ass. prof. I. Vinokurov. Vladimir Research and Development, Institute of Agriculture, Tsentralnaya Street, 3. P.O. Seitso. Novy settlement Suzdal region, Vladimir province 601/261, Russia