

PRZEMIANY AZOTANÓW W GLEBIE (EUTRIC HISTOSOL)
NAWADNIANEJ ŚCIEKAMI MIEJSKIMI PO II STOPNIU OCZYSZCZANIA

Z. Stepniewska^{1,2}, M. Pasztelan², U. Kotowska²

¹ Katolicki Uniwersytet Lubelski, ul. Al. Kraśnicka 102, 20-718 Lublin

² Instytut Agrofizyki im. B. Dobrzańskiego, Polska Akademia Nauk
ul. Doświadczalna 4, 20-290 Lublin 27

Streszczenie. Badanie nad wykorzystaniem filtru glebowego do oczyszczania wód pościekowych zostały przeprowadzone na poletkach doświadczalnych z udziałem roślin w pobliżu oczyszczalni ścieków Hajdów koło Lublina.

Pomiary rozkładu stężeń form azotu takich jak: NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- na wejściu ścieków oraz na różnych głębokościach filtru glebowego zostały przeprowadzone w czasie, po zastosowaniu nawodnień. Równoległe prowadzono pomiary stanu oksydoredukcyjnego gleby (Eh), na stałe zamontowanymi elektrodami.

Praca zawiera wyniki zmian form azotu w roztworze glebowym w czasie nawodnień w funkcji Eh gleby, wykazując dodatnią korelację z azotanami (V) i ujemną z azotanami (III).

Słowa kluczowe: azotany (V), azotany (III), nawadnianie, potencjał redoks

WSTĘP

Jednym ze sposobów oczyszczania ścieków ze składników biogenych jest ich wykorzystywanie do nawadniania pól przy intensyfikacji produkcji roślinnej. Uzyskuje się ją w wyniku poprawy bilansu wodnego gleby i roślin oraz aktywności specyficznej mikroflory zasiedlającej glebę i korzenie roślin. Zastosowanie ścieków wzbogaca glebę w substancje biogenne oraz mikroelementy, które w ilościach kontrolowanych stymulują wzrost roślin. Zakłada się też, że zwiększona zawartość materii organicznej w tych odpadach poprawia fizyczne właściwości gleby [Pichtel i Hayes, 1990; Wong i Lai, 1996]. Wykorzystanie ścieków miejskich w rolnictwie jest skutecznym sposobem ich doczyszczania oraz może być metodą w zmniejszaniu eutrofizacji i zanieczyszczenia wód powierzchniowych.

Dynamiczne relacje, które zachodzą pomiędzy fazą stałą, ciekłą i gazową ośrodka glebowego decydują o zaopatrzeniu korzeni roślin w tlen i wodę oraz nadają kierunek przemianom metabolicznym mikroorganizmów i tą drogą wpływają na wykorzystanie składników pokarmowych. Okresowe niedotlenienie gleby, spowodowane nadmiernym uwilgotnieniem wywołuje wzmożoną działalność mikroorganizmów beztlenowych, odpowiedzialnych za szereg procesów redukcyjnych. Miejsce tlenu, który w warunkach aerobowych jest akceptorem elektronów, zajmują tlenowe połączenia N, Mn, Fe, P i S obecne w glebie. Tempo i stopień zredukowania gleby zależą ponadto od temperatury i obecności materii organicznej łatwo ulegającej rozkładowi [Carter, 1980; Gliński, Stępniewski, 1985; Patrick, Jugusjinda, 1992].

W okresach nawodnień w glebach niedostatecznie natlenionych obserwujemy wzmożoną aktywność mikroorganizmów beztlenowych, które odpowiedzialne są za szereg procesów redukcyjnych. Po wprowadzeniu ścieków w miarę przemieszczania się frontu zwilżania w głąb profilu glebowego obniża się stężenie N-NO_3^- , a po 4-6 dniach widoczny jest wzrost form zredukowanych: N-NO_2^- i N-NH_4 .

Celem pracy było określenie roli filtru glebowego z udziałem roślin do oczyszczania wód ściekowych z zanieczyszczeń azotowych oraz poznanie tempa i stopnia przemian w trakcie przemieszczania się mineralnych form azotu na poszczególnych głębokościach profili glebowych irygowanych ściekami miejskimi po II stopniu oczyszczenia.

MATERIAŁY I METODY

Badania przeprowadzono w warunkach naturalnych na istniejącym już obiekcie doświadczalnym zawierającym gleby torfowe i torfowo– murszowe (Eutric Histosol), poddawane nawodnieniom ściekami miejskimi po II stopniu oczyszczenia. Pole doświadczalne zlokalizowane jest w dolinie rzeki Bystrzyca w okolicach oczyszczalni ścieków Hajdów koło Lublina. Do przeprowadzenia eksperymentu wybrano blok doświadczalny porośnięty mieszanką traw, podzielony na trzy kwatery: a) część kontrolną – nie nawadnianą ściekami, b) część nawadnianą określoną dawką ścieków (optymalną dla danej rośliny), c) część nawadnianą podwójną dawką ścieków.

Badania obejmowały pomiar stężenia jonów NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ w roztworach glebowych pobranych z sączków ceramicznych zamontowanych na stałe na głę-

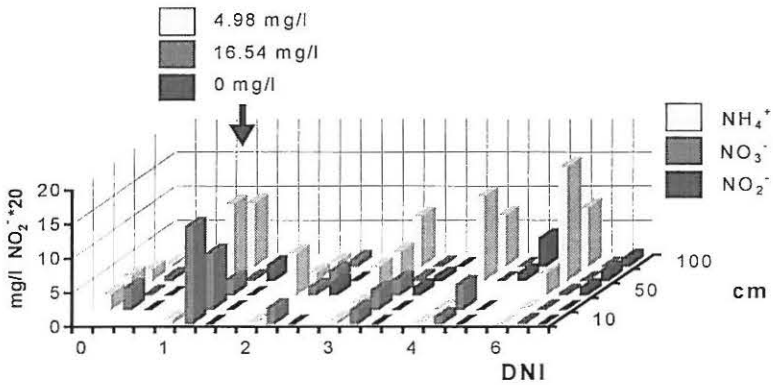
bokościach 10, 30, 50, 70, 100cm w profilu glebowym w czasie przemieszczania się frontu zwilżania (przy użyciu analizatora FIAstar 5010 firmy Tecator) zgodnie z zalecaną procedurą, wobec uprzednio przygotowanych krzywych kalibracyjnych dla poszczególnych jonów [Application Note, 1992]. Potencjał oksydoredukcyjny (Eh) mierzono elektrodami platynowymi zamontowanymi na stałe na tych samych głębokościach. W trakcie pomiarów elektrody łączono z przenośnym potencjometrem połowym IONALYZER Orion Research 404.

WYNIKI

Zastosowanie nawodnień na poletkach doświadczalnych powodowało dodatkowe wprowadzenie wody zawierającej między innymi w składzie formy azotu o stężeniu 16.54 mg/l azotanów(V), 4.98 mg/l NH_4^+ oraz ślady azotanów(III). W trakcie przemieszczania się wód pościekowych przez glebę po upływie pierwszej doby stwierdzono obecność azotanów (III) dochodzącą do 10 mg/l na głębokości 10cm i 5-7 mg/l na głębokości 30 cm. W miarę przesuwania się wód pościekowych w głąb, stwierdzono zanik azotanów(III) przy powierzchni, pojawienie się ich natomiast w coraz to głębszych poziomach poletek, gdzie po 4-5 dobach od nawodnień ich stężenie na głębokości 70 i 100 cm dochodziło do 5 mg/l. Podobnie stężenie jonów NH_4^+ poniżej 50 cm dochodziły do wartości 20 mg/l na 4-6 dobę (Rys.1, 2).

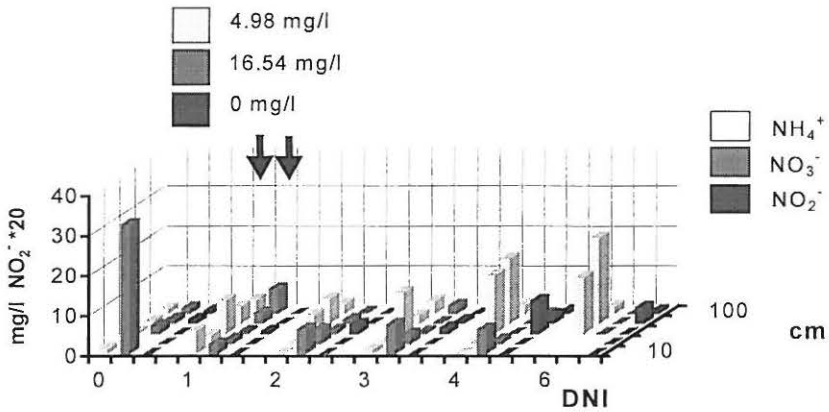
Ograniczenie wymiany gazowej z atmosferą, przez zaleganie ok. 2-3 dni warstwy wód powierzchniowych na poletkach, intensyfikowało proces anaerobiozy w głębi gleby, którego widoczne skutki znajdowały wyraz w zmienności Eh, od wartości kontrolnych 600-650 mV do bliskich 0. Utrzymywanie się stanu ograniczonego natlenienia w stosowanych regularnie nawodnieniach związane było z porą roku oraz intensywnością pobierania wody przez stosowane uprawy. Największa amplituda zmian Eh wystąpiła w okresie letnim (od ok. 600mV do ok. -200mV), gdy aktywność mikroorganizmów glebowych oraz zapotrzebowanie na tlen zarówno mikroorganizmów jak i korzeni roślin są największe (Rys.4).

Stwierdzono istotną dodatnią korelację pomiędzy stężeniem form azotanów (V) w roztworze glebowym, a stanem oksydoredukcyjnym gleby oraz ujemną azotanów (III) przy poziomie istotności 0,01 (Rys.3).



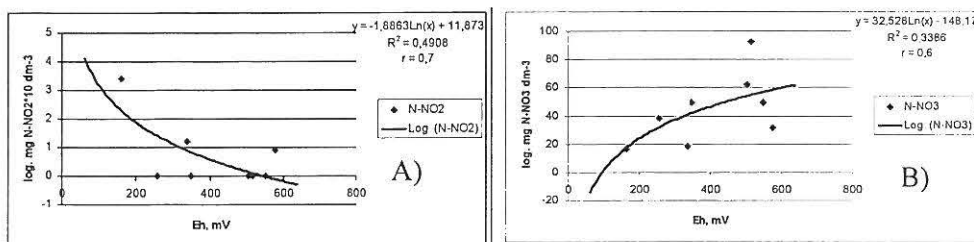
Rys. 1. Dynamika zmian form azotowych (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-) w roztworze glebowym na różnych głębokościach poletka zalewanego pojedynczą dawką ścieków, porośniętego trawą.

Fig.1. Nitrate (V), nitrate (III) and ammonium dynamic in soil solution at different depth of meadow irrigated with single dose of municipal waste water.



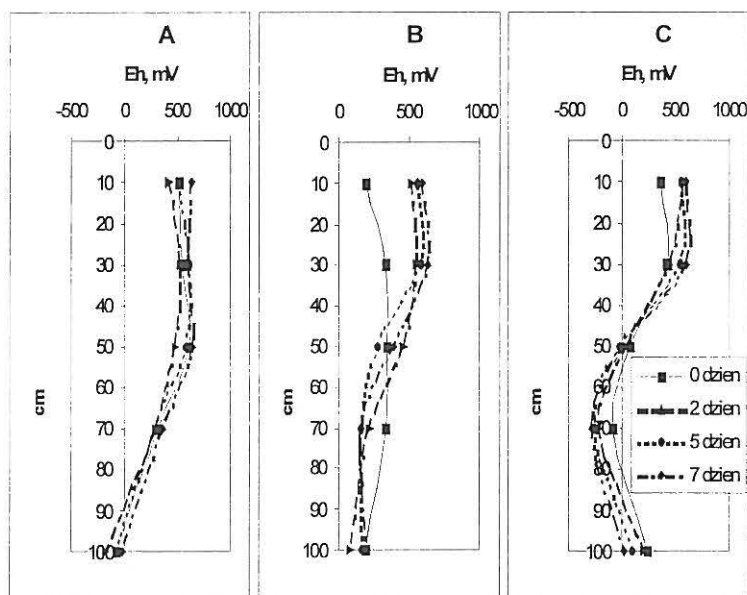
Rys. 2. Dynamika zmian form azotowych (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-) w roztworze glebowym na różnych głębokościach poletka zalewanego podwójną dawką ścieków, porośniętego trawą.

Fig. 2. Nitrate (V), nitrate (III) and ammonium dynamic in soil solution at different depth of meadow irrigated with double dose of municipal waste water.



Rys. 3. Zależności między zawartością: A - azotanów (III) i B - azotanów (V) w roztworze glebowym, a potencjałem oksydoredukcyjnym (Eh) gleby.

Fig. 3. Correlation between redox potential and A - nitrate (III), B - nitrate (V) content in the soil solution.



Rys. 4 Wartości potencjału oksydoredukcyjnego na poletkach porośniętych mieszanką traw na różnych głębokościach profilu kontrolnego (A) oraz irygowanego pojedynczą (B) i podwójną dawką ścieków (C).

Fig. 4 Soil redox potential in the irrigation experimental meadow field at different depth of soil profile: (A) control profile, (B) single dose and (C) double dose of municipal waste waters.

WNIOSKI

W wyniku przeprowadzonych badań stwierdzono, że nawadnianie pól ściekami powodowało:

- 1) zaawansowanie procesów redukcji nawadnianych gleb zależy od dawki wnoszonych ścieków przy czym:
 - a) maksymalny zakres zmian Eh wynosił 600 mV
 - b) minimalne wartości Eh -200 mV. Eh w poziomach 10-30 cm nie osiągało wartości ujemnych.
- 2) przemieszczanie się azotanów (V) w profilu glebowym zależnie od pobierania przez rośliny i tempa denitryfikacji;
- 3) zależną od temperatury redukcję chemiczną wprowadzonych azotanów (V), których stężenie spadło do 4 mg/dm^3 na gł. 30 cm;
- 4) wzrost stężenia azotanów (III), do 50 mg N-No_2 na gł. 70-100 cm;
- 5) wzrost zawartości form amonowych w głębi profilu i w czasie pierwszych 5-6 dni po nawodnieniach do 30 mg N dm^{-3} .
- 6) Stwierdzono istotną dodatnią korelację pomiędzy stężeniem form azotanów (V) w roztworze glebowym, a stanem oksydoredukcyjnym gleby oraz ujemną azotanów (III) przy poziomie istotności 0,01.

LITERATURA

1. **Application Note** 1992. ASN 110-01/92 TECATOR. Determination of the sum nitrate and nitrite in water by flow injection analysis.
2. **Carter C. E.** 1980. Redox potential and sugarcane yield relationship. Trans. ASAE 23, 924.
3. **Gliński J., Stępniewski W.** 1985. Soil Aeration and its Role for Plants. CRC Press, Boca Raton, Flirida, USA.
4. **Patrick W.H., Jugusjinda A.** 1992. Sequential reduction and oxidation of inorganic nitrogen, manganese and iron in flooded soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 56, 1071-1073.
5. **Pichtel J. R., Hayes J. M.** (1990) Influence of fly ash on microbial activity and populations. J. Environ. Qual. 19, 593-597.
6. **Wong J. W. C., Lai K. M.** (1996), Effect of an artificial soil mix from coal fly ash and sewage sludge on soil microbial activity. Biol. Fertil. Soils 23, 420-424. *Application Note* 1992. ASN 50-01/92 TECATOR. Determination of ammonia nitrogen in water by flow injection analysis.

TRANSFORMATION OF NITRATES IN EUTRIC HISTOSOL IRRIGATED WITH MUNICIPAL WASTE WATER AFTER II STEP OF PURIFICATION

¹Catholic University of Lublin, Kraśnicka 102, 20-718 Lublin

²Institute of Agrophysics PAS, Doświadczalna 4, 20-290 Lublin 27

Summary. Nitrate transformation in a soil (Eutric Histosol) irrigated with municipal waste waters after II step treatment.

Investigations of efficiency of utilisation of soil as a waste water filter were performed on experimental fields (Eutric Histosol) with different plants located near waste water treatment plant at Hajdów near Lublin. Measurements of distribution profiles of such mineral nitrogen forms as NO_3^- , NO_2^- , and NH_4^+ were performed during and after periods of flood irrigation. Simultaneously distribution patterns of redox potential were recorded with permanently installed platinum electrodes. The changes of particular nitrogen forms on the background of redox potential distribution are presented and discussed. A negative correlation of NO_2^- and a positive of NO_3^- with redox potential was found.

Key words: nitrate (V), nitrate (III), irrigation, redox potential