

MAŁGORZATA MALANOWSKA, MAŁGORZATA JĘDRA

KWAS NITRYLOTRIOCTOWY (NTA) – WŁAŚCIWOŚCI I ZACHOWANIE
W ŚRODOWISKU

CZ. II. EKOTOKSYCZNOŚĆ I BIODEGRADACJA NTA W ŚRODOWISKU

NITRILOTRIACETIC ACID – PROPERTIES, ENVIRONMENTAL DISTRIBUTION
AND TRANSFORMATION

PART II. ECOTOXICITY AND BIODEGRABILITY

Zakład Badania Żywności i Przedmiotów Użytku, Państwowy Zakład Higieny
00-791 Warszawa, ul. Chocimska 24
Kierownik: doc. dr hab. K. Karłowski

Na podstawie danych z piśmiennictwa omówiono wpływ NTA na organizmy wodne oraz uprawy rolne, a także prześledzono zachowanie tego związku od momentu przedostania się do ścieków bytowo-komunalnych aż do chwili wykrycia jego obecności w wodzie do picia.

TOKSYCZNE DZIAŁANIE NA ORGANIZMY WODNE

Zwierzęta i rośliny mogą być narażone na kontakt z NTA w środowisku, gdy do naturalnych zbiorników wodnych dostają się ścieki przemysłowe i komunalne.

Dla gatunków żyjących w środowisku wodnym oznaczono w licznych doświadczeniach letalne stężenie NTA dla 50% populacji LC₅₀ (tab. I).

Niektóre wartości LC₅₀ w tabeli zestawiono z danymi na temat toksyczności przewlekłej wyrażonej jako najwyższe stężenie, które nie wpływa na przeżywalność, wzrost, cykl rozwojowy organizmu przy działaniu długotrwałym – przez okres całego życia lub podczas faz życia szczególnie wrażliwych jak okres embrionalny lub larwalny. Bezręgowce są mniej wrażliwe na obecność NTA niż ryby i płazy i krótkotrwałe zwiększenie jego stężenia do 500 mg/l nie stanowi zagrożenia dla ich życia. Natomiast przy działaniu przewlekłym NTA wpływa na rozwój zwierząt przy znacznie niższych stężeniach. Dla wielu gatunków płazów i ryb słodkowodnych stężenia powyżej 10 mg/l powodują już szkodliwe działanie. Organizmy żyjące w wodzie morskiej mogą tolerować stężenia nawet 10 krotnie wyższe [5].

Pomimo licznych badań zmiany histopatologiczne zaobserwowano jedynie u dwóch gatunków ryb morskich. Polegały one na wakuolizacji cytoplazmy komórek śluzówki układu pokarmowego (przy stężeniach NTA 1 mg/l i wyższych działających przez 7 dni) oraz zmianach histopatologicznych w nerkach przy wysokim stężeniu 3 g NTA/l [1].

W doświadczeniach zaobserwowano, że siła toksycznego działania NTA zmienia się ze zmianą stężenia kationów w wodzie. Istnienie korelacji między molarnymi równo-

Tabela I. Toksyczność NTA dla organizmów słodkowodnych i morskich
Toxicity of NTA to freshwater and marine organisms

Gatunek	Toksyczność ostra		Toksyczność przewlekła	
	LC ₅₀	okres obserwacji	dawka	okres obserwacji
	(mg/l)	(doby)	(mg/l)	(doby)
Pstrąg tęczowy (<i>Salmo gairdneri</i>)	98	4	17–20	embrionalny i larwalny
Złota rybka (<i>Carassius auratus</i>)	–	–	28–30	embrionalny i larwalny
Jelec (<i>Dionda nbila</i>)	490	4	–	
Węgorz (<i>Anguilla anguilla</i>)	320	1	–	
Ciernik (<i>Pimephales promelas</i>)	127	4	54	1 pokolenie
Żaba (<i>Rana pipiens</i>)	600	4	3	embrionalny i larwalny
Ślimak (<i>Helisoma trivolvis</i>)	100	4	25	4 pokolenia
Ważki (<i>Odonata</i>)	500	4	–	
Moskit (<i>Aedes aegypti</i>)	5600	2	–	
Krewetka (<i>Palaemonetes vulgaris</i>)	1800	6	–	
Rozgwiazda (<i>Asterias forbesi</i>)	3000	6	–	
Rozwielitka (<i>Daphnia magna</i>)	>560<1000	2	>90<100	1 pokolenie

ważnikami NTA i sumą równoważników głównych kationów wpływających na twardość wody (Ca i Mg) zostało potwierdzone w badaniach na dafniach oraz larwach złotej rybki i pstrąga. Większość autorów badań zarówno organizmów słodkowodnych jak i morskich sugeruje, że toksyczne działanie NTA ujawnia się tylko wtedy, gdy stężenie molarne NTA jest równe lub wyższe niż suma jonów (Ca i Mg) obecnych w roztworze [5].

Głony tolerują z reguły stężenia NTA rzędu kilkuset mg/l. Także i w tym przypadku istotne znaczenie ma stężenie jonów w środowisku wodnym – glon *Navicula seminulum* reagował ograniczeniem wzrostu na stężenie NTA 477 mg/l w wodzie morskiej i stężenie 185 mg/l w wodzie słodkiej [1].

Oprócz doświadczeń wykonywanych na pojedynczych gatunkach roślin i zwierząt wodnych wiele obserwacji dotyczących działania NTA wykonano na modelowych ekosystemach zawierających wodę, osady dennie, bakterie, glony, pierwotniaki, bezkręgowce i rośliny z naturalnych zbiorników wodnych. Nie stwierdzono wpływu NTA na ekosystemy do stężenia 80 mg/l. Stężenie 200 mg/l i większe powodowało zakłócenie równowagi objawiające się nadmiernym zakwitaniem glonów oraz drastycznym zmniejszeniem różnorodności występujących w systemie gatunków. W warunkach naturalnych, w wodzie bieżącej, w cyklu badań 12 tygodniowych wykonywanych w różnych

porach roku nie stwierdzono zmian w składzie gatunkowym występujących w wodzie glonów, ani też w ich metabolizmie określanym za pomocą respirometru przepływowego, przy wprowadzeniu do wody NTA w stężeniu 2 mg/l [1].

W wielu doświadczeniach obserwowano wpływ NTA na pobieranie jonów metali przez organizmy w środowisku wodnym. Wykazano, że NTA może „ochraniać” ryby, bezkręgowce i glony przed ostrym i przewlekłym toksycznym działaniem miedzi i cynku a także zmniejszać toksyczność kadmu, niklu i rtęci o ile molarne stężenie NTA przekracza molarne stężenie tych metali w wodzie. Obniżenie toksyczności metali ma niewątpliwie związek z chelatowaniem ich przez NTA i zmniejszeniem ich pobierania przez organizmy żywe [3].

Biorąc pod uwagę właściwości NTA a także obecność azotu w jego cząsteczce postawiono hipotezę, że masowe używanie NTA może sprzyjać procesowi eutrofizacji, szczególnie w morskich wodach przybrzeżnych. Liczne wyniki badań wykonanych na sztucznych podłożach i wodach naturalnych, pochodzących z jezior Europy i Ameryki Północnej z dodatkiem ścieków o różnym stopniu oczyszczenia nie są porównywalne z powodu oddziaływania różnorodnych czynników mających wpływ na końcowy efekt. Można wyciągnąć z nich tylko uogólnione wnioski, że NTA działają stymulująco na rozwój glonów jeśli w wodzie obecne są metale szkodliwe dla glonów lub przeciwnie, niedostępne są metale śladowe, niezbędne do ich rozwoju. Toksyczne działanie metali znajdujących się w wodzie naturalnej lub dostarczonych wraz ze słabo oczyszczonymi ściekami, może być zredukowane w wyniku związania ich przez NTA. W wodach jezior na podłożu wapiennym NTA wpływał na wzrost glonów zwiększając dostępność jonów Fe, w warunkach naturalnych ograniczoną przez precypitację. W wodzie morskiej czynnikiem limitującym wzrost fitoplanktonu jest stężenie jonów Mn – w takim przypadku usunięcie przez NTA jonów miedzi, które tworzą wiązania kompetycyjne w miejsce manganu, może mieć wpływ na rozwój glonów [1].

Nie stwierdzono wykorzystania przez glony cząsteczki NTA jako źródła azotu, stosując rosnące stężenia NTA aż do 50 mg/l wody [1, 5].

DZIAŁANIE NTA NA ROŚLINY UPRAWNE.

NTA może oddziaływać na rośliny lądowe przez swoją obecność w wodach gruntowych lub w wyniku nawadniania upraw ściekami.

W kilku doświadczeniach agrotechnicznych zbadano wpływ NTA na mineralny metabolizm roślin. Wzrost ryżu i jęczmienia odbywał się bez zakłóceń przy stężeniu 20 mg/l NTA, a zmniejszenie plonu fasoli nastąpiło przy 2500 mg/l. Natomiast plony ryżu rosnącego na glebie ubogiej w mangan i żelazo uległy zwiększeniu po wprowadzeniu do wody NTA. Podobnie plon kukurydzy na ziemi ubogiej w cynk został zwiększony po dodaniu chelatu Zn-NTA. Szczegółowe badania wykonano na soi. Wpływ na plony miały dawki większe niż 1000 ppm NTA. W liścieniach i łodygach oznaczono stężenia metali (Fe, Zn, Mn, Cu, Mo, Pb, Co, Al, Ni); nie różniły się one statystycznie od stężeń w roślinach kontrolnych. Jedyne zawartość żelaza była nieco wyższa. Autorzy badań konkludują, że stężenia NTA jakich można spodziewać się po nawodnieniu pola ściekami nie mogą mieć wpływu na wzrost roślin i zawartość w nich metali [1].

ZACHOWANIE NTA W ŚRODOWISKU

Jak zostało przedstawione w części I pracy [8] wszystkie zasadnicze zastosowania NTA związane są z kompleksotwórczymi właściwościami tego związku, polegającymi na zdolności chelatowania jonów metali w rozpuszczalne w wodzie kompleksy. Tak więc rozważania losów NTA w środowisku ograniczone zostaną głównie do środowiska wodnego.

Przeznaczenie i sposób użycia powszechnie stosowanych detergentów pozwalają na stwierdzenie, że jedyną istotną drogą, którą NTA przedostaje się do otoczenia są ścieki bytowo-gospodarcze.

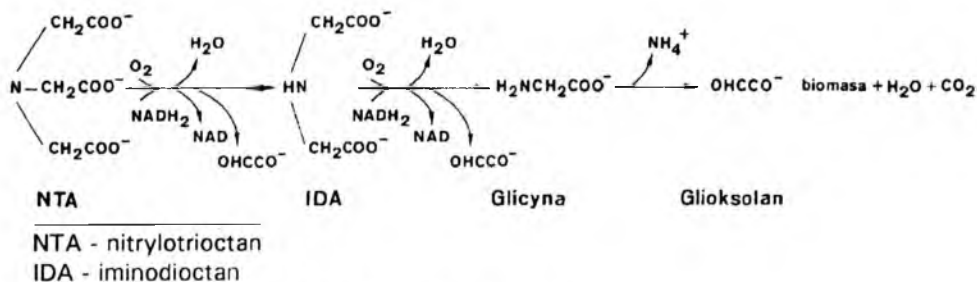
Stężenie NTA w wodach powierzchniowych jest więc funkcją jego stężenia w ściekach, modyfikowaną przez istotne procesy oczyszczania, takie jak: fizyczne (rozcieńczenie, adsorpcja), chemiczne (np. utlenianie, rozpad fotochemiczny) i biologiczne (biodegradacja).

Zarówno proces sorpcji NTA do ciał stałych jak również fotochemiczna degradacja NTA zostały potwierdzone wynikami licznych badań wskazujących na zachodzenie tego typu procesów. Jednakże w omawianym przypadku zostaną one pominięte, jako że stanowiłyby istotny mechanizm usuwania NTA ze środowiska jedynie w przypadku nie występowania procesu biodegradacji [1].

Liczne badania laboratoryjne, jak również prowadzone w terenie w warunkach naturalnych, wskazują, że zasadniczym mechanizmem dzięki któremu NTA usuwany ze środowiska jest proces biodegradacji. Polega on na mechanicznym rozkładzie danej substancji pod wpływem enzymów wytwarzanych przez mikroorganizmy, dla których stanowi ona substrat [1].

Proces biochemicznej degradacji NTA został szczegółowo poznany. Liczne badania donoszą o izolowaniu czystych kultur bakteryjnych zdolnych do wykorzystania NTA jako źródła węgla lub węgla i azotu. W warunkach tlenowych (aerobowych) NTA jest biodegradowany do wody, dwutlenku węgla i azotu. Jak wykazano proces ten jest wydajny i pośrednie jego produkty nie adsorbują się na zewnętrznych ścianach komórek mikroorganizmów [1, 2, 13].

Ryc. 1. [1] przedstawia reakcję degradacji NTA przez *Pseudomonas sp.* izolowane z gleby pobranej w okolicach szamba. Reakcja ta polega na rozerwaniu wiązania C-N w wyniku czego powstaje glioksan i II rz. amina – iminodiocyan (IDA), którego wiązanie C-N ulega również rozerwaniu i tworzy się glicyna. Jedynym produktem



Ryc. 1. Proces biodegradacji NTA przez *Pseudomonas*
Biodegradation pathway of NTA in *Pseudomonas*

pośrednim w tej reakcji, który nie byłby powszechnie występującym metabolitem biodegradacji jest IDA. Jednakże IDA jest w tym układzie, jak wykazały badania, produktem biodegradującym się szybciej niż sam NTA. IDA wykrywany jest jedynie w przypadkach gdy w środowisku reakcji występuje niedobór jonów magnezu lub manganu [1].

Sprawdzono również, w ekstremalnych warunkach laboratoryjnych (w obecności równorzędnych stężeń IDA i azotanów), możliwość powstawania i przedostawania się do otoczenia rakotwórczej nitrozoamizy – N-nitrozomonodiocjanu (NIDA). Badania te wskazują, że niebezpieczeństwo takie nie zachodzi. Nawet dodawany do układu NIDA również podlegał całkowitej biodegradacji [1].

Tak więc zasadniczą sprawą stało się sprawdzenie jakie czynniki mają wpływ na szybkość zachodzenia procesu biodegradacji.

Czynnikiem o pierwszorzędym znaczeniu jest czas potrzebny na przystosowanie się mikroorganizmów do NTA. Jak wynika z licznych obserwacji populacje mikroorganizmów, które nie były uprzednio wystawione na jego działanie wymagają zwykle w warunkach tlenowych 1 – 4 tygodni dla wytworzenia mechanizmów powodujących degradację NTA. Jeśli natomiast populacje już przystosowane zostają powtórnie wystawione na działanie NTA – biodegradacja następuje bez opóźnień [1, 2, 10].

Szybkość wytwarzania mechanizmów degradacji NTA, jak wynika z badań laboratoryjnych, zależy od stężenia NTA (rośnie wraz ze wzrostem stężenia) i od temperatury (maleje ze spadkiem temp.). Jednakże nawet przy najniższych oznaczanych stężeniach NTA w wodzie rzecznej zawierającej przystosowane bakterie – biodegradacja zachodziła całkowicie [1].

Drugim istotnym czynnikiem jest temperatura. Proces biodegradacji, tak jak i inne procesy biologiczne, jest spowalniany wraz ze spadkiem temperatury. Liczne doświadczenia pozwalają stwierdzić, że w zakresie temp. 2 – 18°C biodegradacja NTA postępuje zgodnie z równaniem *Arheniusa* [1]. W sprawozdaniu z zakończonych badań nad zachowaniem NTA w oczyszczalniach ścieków w Niemczech podano, że w temperaturach niższych od 5°C stopień biodegradacji spada poniżej 50% [4]. Jednakże nie potwierdzają tego wniosku liczne wyniki badań prowadzonych w oczyszczalniach ścieków zarówno w Europie jak i Kanadzie czy USA, które wskazują na brak różnic lub bardzo niewielkie wahania wartości stopnia biodegradacji NTA niezależnie od pory roku [2, 12].

Kolejnym czynnikiem, którego wartość należy wziąć pod uwagę jest stężenie tlenu. W warunkach laboratoryjnych przy niskich stężeniach tlenu w badanym układzie (<0,1%) następowała wyraźna redukcja procesu biodegradacji NTA; w warunkach beztlenowych, w atmosferze azotu – reakcja nie zachodziła [1]. Badania kolejnych etapów reakcji enzymatycznej i powstających metabolików wskazywały na konieczność obecności tlenu w początkowych fazach degradacji NTA przez kultury „aklimatyzowane” w warunkach tlenowych [9]. Badania prowadzone w środowisku naturalnym pozwalają na stwierdzenie, że prędkość biodegradacji nie zależy w istotny sposób od stężenia tlenu aż do poziomu 1 $\mu\text{l O}_2$ [1]. Jednakże i w tym wypadku stwierdzenie to nie jest całkowicie jednoznaczne, gdyż w piśmiennictwie podane zostały też wyniki badań prowadzonych w głębszych warstwach gleby, w ściśle utrzymanych warunkach beztlenowych i wskazywały one na istnienie beztlenowego mechanizmu biodegradacji NTA, co potwierdzała obecność metanu w analizie metabolitów [1].

Jeśli chodzi o wpływ stężenia NTA na prędkość jego biodegradacji to zachodzi tu prosta proporcjonalność. Prezentowane wyniki badań pozwalają przyjąć, że biodegradacja NTA zachodząca w naturalnych warunkach ma charakter I rzędowy w zakresie stężeń NTA 50 – 1000 $\mu\text{g/l}$ [9]. Jednakże dla wyższych stężeń (40 mg/l) zwłaszcza w niskich temperaturach (8°C) następuje wyraźne spowolnienie procesu [9].

Sprawdzono również jakie znaczenie dla szybkości biodegradacji NTA w środowisku ma rodzaj chelatowego jonu metalu. Zauważono bowiem w badaniach laboratoryjnych, że kompleksy NTA z jonami Na, Ca, Mg, Fe, Co, Mn i Pb ulegają łatwo reakcji biodegradacji, podczas gdy kompleksy z jonami Hg, Ni, Cu, Cd i Zn były usuwane znacznie wolniej [1]. Jednakże w typowych warunkach środowiskowych w obecności licznych jonów metali i przy realnych stosunkach stężeń kompleksów Me-NTA biodegradacja w oczyszczalniach ścieków, glebie, wodach powierzchniowych i gruntowych zachodzi szybko. Ciągła wymiana ligandów i reakcje wymiany jonowej metali pozwalają na przechodzenie biodegradacji NTA przez łatwiej rozkładalne kompleksy [10].

Zbadano ponadto jaki wpływ na szybkość biorozpadu NTA ma twardość wody, gdy w doświadczeniach dotyczących okresu przystosowania bakterii stwierdzono, że jest on dłuższy w wodzie miękkiej. Wykazano jednak, że po przystosowaniu się bakterii twardość wody nie ma już praktycznego wpływu na szybkość biodegradacji NTA [2].

STĘŻENIA NTA W ŚRODOWISKU

Pierwszym krokiem przed wprowadzeniem na dużą skalę nowego związku do środowiska, po udowodnieniu jego nieszkodliwości, jest matematyczne oszacowanie spodziewanych stężeń tej substancji w otoczeniu. Kalkulacje tego typu zostały przeprowadzone również przed podjęciem decyzji o powszechnym zastosowaniu NTA w proszkach do prania. W przypadku składników detergentów, w obliczeniach szacunkowych, należy brać pod uwagę takie czynniki jak: fizyczne i chemiczne właściwości poszczególnych składników gotowego wyrobu, wielkość zużycia tego produktu, liczebność populacji użytkowników, zwyczaje użytkowników dotyczące stosowania produktu, ilość wody zużywanej na głowę ludności, poziom i typ oczyszczalni ścieków, współczynnik rozcieńczenia ścieków odpływowych (np. kierowanych z oczyszczalni do rzeki).

Rezultaty tego typu obliczeń zebrane w Tabeli II [1] wskazują, że przy tym samym poziomie zawartości NTA w produkcie handlowym szacunkowe stężenia NTA w ściekach będą wyższe w Europie niż w Ameryce, ze względu na większą gęstość zaludnienia, większe zużycie środków piorących a mniejsze zużycie wody na głowę ludności.

Stężenia substancji detergentowych w różnych środowiskach np. w strumieniu opuszczającym oczyszczalnię, w wodach powierzchniowych i w wodzie do picia – może być oszacowane przy użyciu tej samej techniki.

Stężenie substancji detergentowej w strumieniu ścieków opuszczających oczyszczalnię jest funkcją typu oczyszczalni i wielkości tego strumienia. Następnie stężenie to ulegnie znacznemu obniżeniu na skutek rozcieńczenia a potem w środowisku naturalnym zmniejszać się będzie w wyniku zachodzenia procesów biodegradacji, adsorpcji i fotodegradacji.

Wyniki z badań monitoringowych prowadzonych w Kanadzie w ściekach w okresach gdy zawartość NTA w proszkach do prania wynosiła 6% i następnie gdy podniesioną ją do 15% nie odbiegają od wartości przewidywanych w obliczeniach szacunk-

Tabela II. Przewidywane stężenie (mg/l) NTA w ściekach komunalnych
 Predicted concentrations (mg/l) of NTA in influent (row) sewage

Kraj	Zawartość NTA w produkcie handlowym w %		
	5%	10%	15%
	mg NTA na litr ścieków komunalnych		
USA	2,4 mg	4,8 mg	7,2 mg
Kanada	1,1 mg	2,1 mg	3,2 mg
Wielka Brytania	6,4 mg	12,8 mg	19,0 mg
Niemcy	10,7 mg	21,3 mg	32,0 mg
Holandia	9,4 mg	18,9 mg	28,0 mg

owych. Wartości stężeń NTA w ściekach wpływających i opuszczających monitorin-
 gowane oczyszczalnie holenderskie stanowią około 65% wartości przewidywanych we
 wstępujących kalkulacjach [1, 15, 7].

Istotnym czynnikiem modyfikującym stężenie NTA w wodzie do picia jest proces
 uzdatniania. W części dotyczącej chemicznych właściwości NTA zostało wspomniane,
 że związek ten może ulegać redukcji w reakcji z silnymi utleniaczami takimi jak Cl_2
 czy O_3 . Zachowanie tego związku w wodzie do picia zależy od sposobu jej uzdatniania.

Chlorowanie

W warunkach nieobecności amoniaku i kompleksów jonów metali NTA jest gwał-
 townie utleniany do CO_2 , H_2O i N_2 . Sprawdzone, że produkty pośrednie N-chloro-IDA
 nie akumulują się ponieważ reakcja z chlorem zachodzi szybciej niż reakcja NTA
 z chlorem. Wydajność utleniania NTA przez chlor zależy od takich czynników jak pH,
 stężenie jonów metali (np. nikiel hamuje reakcję) czasu kontaktu, stężenia amoniaku
 i stężenia NTA [1]. Reakcja nie zachodzi z kompleksami Me-NTA. Przy niskich
 stężeniach chloru – (<1 mg/l) lub dwutlenku chloru ($<0,1$ mg/l) – występujących
 w uzdatnianej nimi wodzie – należy spodziewać się jedynie nieznacznej degradacji
 NTA [1].

Ozonowanie

Wyniki badań laboratoryjnych potwierdziły, że reakcja utleniania NTA w warunkach
 typowych w środowisku zachodzi z wydajnością ponad 80%, a wpływ pH i obecności
 jonów metali jest minimalny [1].

Węgiel aktywny

Nieskompleksowany NTA łatwo adsorbuje się na węglu aktywnym. Jednakże w wa-
 runkach naturalnych taka sytuacja nie występuje. W środowisku występującym w ty-
 powych stacjach uzdatniania nie można oczekiwać istotnego usuwania NTA na skutek
 adsorpcji [1].

Flokulacja i sedymentacja

Również i te procesy nie mają istotnego wpływu na zmniejszenie stężenia NTA [1].

Metoda filtracji przez piasek

W tym systemie jak wynika z badań laboratoryjnych potwierdzonych badaniami w warunkach polowych – zachodzi proces biodegradacji eliminujący NTA do stężeń poniżej granicy wykrywalności dostępnych metod analitycznych ($1 \mu\text{g/l}$) [1].

Jeśli woda do picia jest otrzymywana ze źródeł zanieczyszczonych ściekami lub wody podskórnej część niesionego w nich ładunku NTA może pojawić się w wodzie do picia. Jednakże wstępne oszacowania stężeń NTA w wodzie do picia okazały się wartościami bardzo zawyżonymi. Realne stężenia wynikające z badań monitoringowych prowadzonych w Ameryce Płn. i w Europie wskazują, że stężenia NTA w wodzie do picia w normalnych warunkach kształtują się średnio $< 10 \mu\text{g/l}$. Badania te nie wskazują na kumulację NTA w systemach wodociągowych [1].

Światowa Organizacja Zdrowia w wydanych w kwietniu 1991 r. zaleceniach, dotyczących zanieczyszczenia wody do picia, na podstawie wyników badań toksycznego działania NTA, proponuje ustalenie dopuszczalnego stężenia NTA w wodzie do picia na poziomie $150 \mu\text{g/l}$ [14]. Tak więc stopień bezpieczeństwa, przy stosowaniu w środkach detergentowych soli sodowej kwasu nitrylotrioctowego, jest bardzo duży. Pozwoliło to w 16 krajach Europy i Ameryki na podjęcie decyzji dopuszczenia NTA do powszechnego stosowania w wyrobach detergentowych. Jednakże należy dodać, że takie decyzje podjęte zostały w krajach wysoko rozwiniętych, gdzie ponad 95% ścieków bytowo komunalnych trafia do oczyszczalni dwustopniowych. Poprzedzone one zostały badaniami pilotażowymi (często kilkuletnimi) uwzględniającymi specyfikację danego kraju i konsultacjami między resortami ochrony zdrowia i ochrony środowiska. Efektem tych działań są zastrzeżenia jakimi obwarowano, w każdym kraju, zgodę na stosowanie NTA. Przykładowo w Niemczech uznano, że wprowadzenie NTA nie stwarza zagrożenia dla zdrowia i życia ludzi o ile:

1. Ładunek wprowadzanego do środowiska NTA nie przekroczy 25 000 t/rok.
2. Ilość stosowanego NTA będzie podlegać stałej kontroli, a jego stężenie w wodzie będzie monitoringowane tak aby wystąpienie jakiegokolwiek niekorzystnego efektu mogło być natychmiast zauważone.
3. Stężenie NTA w wodach powierzchniowych nie będzie przekraczać $0,2 \text{ mg/l H}_3\text{NTA}$, przy czym o ile program monitoringowy wymagałby większych nakładów finansowych nie musi być wprowadzany dopóki stężenie mierzone w stacji pomiarowej na rzece Ruhr nie osiągnie poziomu $0,01 \text{ mg/l H}_3\text{NTA}$. Limit ten należy obniżyć jeśli wystąpi znaczny wzrost stężenia metali ciężkich w wodzie, lub obserwowane będą niekorzystne efekty biologiczne lub jeśli na skutek stosowania NTA ulegnie zakłóceniu praca oczyszczalni ścieków. Natomiast jeśli nie będzie obserwowane żadnych negatywnych skutków można rozważyć możliwość podniesienia tego limitu [7].

Dostępne dane z piśmiennictwa dotyczące właściwości i zachowania w środowisku kwasu nitrylotrioctowego nie są wystarczające do podjęcia decyzji o dopuszczeniu tego związku do powszechnego stosowania w wyrobach chemii gospodarczej na terenie Polski. Jak dotąd brak jest danych, że związek ten nie będzie przedostawał się do wody do picia. Ze strony zainteresowanych resortów wyjaśnienia wymagają kwestie dotyczące:

— istnienia realnych możliwości stałej kontroli poziomu NTA w wodzie do picia (metoda oznaczania, sprawy organizacyjne, finansowe),

— maksymalnego ładunku NTA jaki może być rocznie emitowany do środowiska bez ryzyka przedostawania się tej substancji do wody używanej w gospodarstwach domowych,

— liczby istniejących sieci dwustopniowych oczyszczalni ścieków w Polsce z uwzględnieniem m.in. warunków pracy (czy kierowane są do nich ścieki pochodzące z okolicznych zakładów przemysłowych, stopień ich wykorzystania), oszacowania jaki procent wszystkich ścieków komunalnych jest objęty oczyszczaniem dwustopniowym, a także jaki procent gospodarstw nie korzysta z wody wodociągowej i kanalizacji.

Resort zdrowia, dopiero po uzyskaniu odpowiednich opracowań i ekspertyz, będzie mógł podjąć decyzje odnośnie dopuszczenia NTA do powszechnego stosowania w wyrobach chemii gospodarczej.

M. Malanowska, M. Jędra

NITRILOTRIACETIC ACID (NTA) - PROPERTIES AND BEHAVIOUR IN ENVIRONMENT

PART II. ECOTOXICITY AND BIODEGRADATION OF NTA IN ENVIRONMENT

Summary

The results are described of studies on the effects of NTA on aqueous organisms and crops. The results show that NTA at concentrations determined in natural water systems causes no disturbances of the equilibrium in ecosystems.

The conditions of the NTA biodegradation process in communal sewage and in surface waters and the effects of the processes taking place in water treatment systems destined for providing drinking water on NTA degradation are described. In a summary of the results of monitoring studies conducted in countries where NTA has been accepted for widespread use in washing powders the problems are stressed which will require solving before the decision is made of permission of NTA use in Poland.

As of now, there are no full data making possible permission of using NTA in products of household chemistry.

PIŚMIENNICTWO

1. *Anderson R. L., Bishop W. E., Campbell R. L.*: A Review of the Environmental and Mammalian Toxicology of Nitrilotriacetic Acid. CRC Critical Reviews in Toxicology, 1985, 15, 1. – 2. *Bernhardt H.*: Results of the special research projects on aspects of the aquatic environmental compatibility of NTA. 1991. – 3. *Brouwer N. M., Terpstra P. M. J.*: Ecological and toxicological properties of NTA as detergent builder. Report WAV, Dept of Household and Consumer Studies, Wageningen, 1994. – 4. BUA, Boretergremium fur umwelt relevante Altstoffe der gesellschaft Deutscher Chemiker. Nitrilotriessigsaeure BUA-Stoffbericht 5, Weinheim, New York, VCH, 1987. – 5. EPA, US Environmental Protection Agency: Final Report NTA, Washington, 1980. – 6. *Epstein S. S.*: Toxicological and environmental implications on the use of nitrilotriacetic acid as a detergent builder. Int. – J. Environ. Stud. 1972, 2, 291. – 7. *Giger W., Ahel M., Koch M., Laubscher H. V., Schaffner C., Schneider J.*: Behavior of alkyphenol polyethcxylylate surfactants and Nitrilotriacetate in sewage treatment Water Sc. Technol. 1987, 19, 449. – 8. *Jędra M., Malanowska M.*: Kwas nitylotrioctowy (NTA) – właściwości i zachowanie w środowisku Cz. I. Właściwości chemiczne i toksykologiczne NTA. Roczn. PZH, 1995, 46, 251. – 9. *Larson R. J., Clinckemaiillie G. G., van Belle L.*: Effect of temperature and dissolved oxygen on biodegradation of NTA. Water Research, 1981, 15, 615. – 10. *Popel H. J., van't Hot O.*,

Nieuwstad Th. J.: Der Abbau von NTA beim Belebungsverfahren. GWF Wasser/Abwasser, 1984, 125, 246.

11. *Reeb D. J.*: The economic impact of a household product: the use of NTA. J. Consumer Studies and Home Economics, 1986, 10, 157. – 12. *Siegrist H., Alder A., Gujer W., Giger W.*: Verhalten der organischen Komplexbinder NTA und EDTA in Belebungsanlagen Ges Wasser Abwasser, 1988, 68, 101. – 13. *Thayer P.A., Keussler C. J.*: Current status of environmental and human safety aspects of NTA. CRC Crit. Rev. Environmental Control, 1973, 3, 375. – 14. WHO Regional Office for Europe: Revision of the WHO guidelines for drinking water quality. Report on the Second Review Group Meeting on Organics Part . Copenhagen, 8–12 April 1991. – 15. *Woodiwiss C. R., Walker R. D., Brownridge F. A.*: Concentration of NTA and certain metals in Canadian wastewater and streams 1971–1975. Water Research, 1979, 13, 599.

Otrzymano: 1995.11.28