

Motto: Zrównoważona gospodarka rolna chroni przed eutrofizacją wód powierzchniowych i podziemnych, co jest wyrazem nie tylko dbałości o jakość środowiska, ale i troską o przyszłe pokolenia.

Z uwagi na postępujące zmiany klimatyczne objawiające się długimi suszami, które są przerywane deszczami ulewnymi, przekonujemy się, iż są one czynnikiem który w coraz większym stopniu wymusza konieczność zakładania systemów nawodnień upraw rolniczych. Jakość wody pozyskiwanej do nawadniania musi być wysoka – nie tylko z uwagi na jakość uzyskiwanego plonu, ale także na trwałość urządzeń nawadniających.

Termin „eutrofizacja” wywodzi się z jęz. greckiego i stanowi połączenie dwóch słów „eu” co oznacza dużo oraz „trofi” – co oznacza pokarm. Zatem termin „eutrofizacja” określa środowiska (ekosystemy) zasobne w pokarm. W przypadku eutrofizacji wód (określanym także jako „przeżyźnienie”), pod pojęciem pokarmu mówimy zwykle o azocie i fosforze (jako głównych pierwiastkach mających znaczenie w procesie rozwoju biomasy glonów oraz niektórych bakterii), jednak czynników eutrofizujących jest więcej.

To właśnie pierwiastki służące roślinom do wzrostu i rozwoju (czyli biogeny) są przyczyną eutrofizacji. Biogeny to wszystkie pierwiastki niezbędne do funkcjonowania żywych organizmów – tu głównie roślinnych i bakteryjnych – przede wszystkim – glonów i sinic.

Biogenami są oczywiście wszystkie pierwiastki niezbędne do życia, jednak za główne uznaje się makroelementy, czyli: azot (N), fosfor (P), potas (K), wapń (Ca), magnez (Mg), krzem (Si) oraz siarka (S). Oczywiście nie można rozpatrywać tych pierwiastków do ich form jonowych, ponieważ w przypadku azotu, często wchodzi on w łańcuch przemian biologicznych po jego asymilacji w formie gazowej (N_2). Zazwyczaj jednak w przypadku wód powierzchniowych, rozpatruje się tylko o azot i fosfor, a w przypadku wód podziemnych czasem także rozpuszczalną materię organiczną (DOM). Spełnia ona szczególną rolę w procesie eutrofizacji, ponieważ występując głównie w postaci kwasów humusowych sorbuje na swojej powierzchni jony pierwiastków stanowiąc niejaki ich magazyn. Zawartość jonów nieorganicznych określana jest często jako mineralizacja wody lub ogólna zawartość składników rozpuszczonych.

Eutrofizacja to proces wzbogacania wód powierzchniowych oraz podziemnych w pierwiastki biofilne (biogeny), skutkujący wzrostem żyzności wód. Im większa żyzność wód tym wyższa produktywność pierwotna czyli w wodach powierzchniowych roślinna, a głównie glonowa, natomiast w wodach podziemnych zwiększa się wtedy aktywność bakterii beztlenowych. Jest to proces

naturalny, jednak działania człowieka wielokrotnie go przyspieszają, powodując błyskawiczną degradację wód powierzchniowych i podziemnych.

Proces ten jest niekorzystny z uwagi na procesy zachodzące w zeutrofizowanym środowisku. Degradacja wód w efekcie wzrostu trofii jest niezwykle trudna (i bardzo kosztowna) do cofnięcia, dlatego zakrojone na szeroką skalę działania rekultywacyjne są przeprowadzane bardzo rzadko. Stan troficzny (zasobność w biogeny) wód uzależniony jest od wielu czynników:

- Położenia, wieku, objętości i położenia zbiornika/cieku
- Wielkości zbiornika/cieku w stosunku do jego zlewni
- Sposobu użytkowania zlewni czyli oddziaływania pośredniego (zlewnia rolnicza, leśna, zurbanizowana)
- Krotności wymiany wody
- Bezpośredniej antropopresji

Wody powierzchniowe i podziemne są zasilane w biogeny z różnych źródeł Są to:

1. Odpady organiczne i mineralne deponowane w miejscach do tego nie przeznaczonych (tzw. dzikie „wysypiska” odpadów)
2. spływające z pól i użytków zielonych nawozy mineralne,
3. odcieki generowane przez nawozy organiczne – w tym nawozy naturalne (np. gnojówka, gnojowica, obornik, kompost),
4. dopływ ścieków komunalnych poprzez systemy oczyszczania lub nawet bezpośrednio – z nieuszczelnionych zbiorników wybieralnych (np. fosforany z detergentów),
5. wody odpadowe z przemysłu (ścieki przemysłowe)

Podwyższone stężenia biogenów powodują zjawisko zakwitów fito (i bakterio) planktonu.

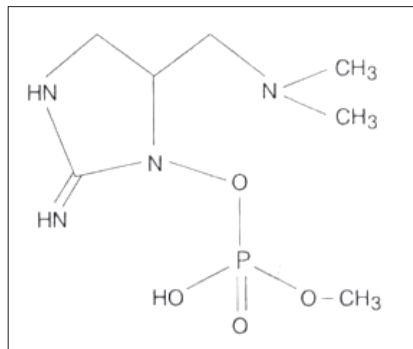
Zakwit fitoplanktonu – masowy rozwój jednego lub kilku gatunków glonów w zbiorniku wód powierzchniowych lub cieku, w efekcie wysokich temperatur i dostępności biogenów. Dotyczy to także bakterioplanktonu (głównie rodzajów: Anabaena, Aphanizomenon, Microcystis, Planktothrix i Oscillatoria). Zakwit wizualnie jest widoczny jako „zielona woda” z kożuchem glonów unoszącym się na powierzchni. Cechy świadczące o zeutrofizowaniu wód podziemnych to głównie podwyższenie wartości takich parametrów jak: barwa, zawartość amoniaku oraz siarkowodoru oraz możliwa obecność metanu i dwutlenku węgla.

Za pierwiastki decydujące o nasileniu procesu rozwoju glonów decydują głównie azot (głównie w formie biodostępnej czyli jako jony: NH_4^+ oraz NO_3^-) i fosfor (głównie jako jon HPO_4^{2-}) – zwane wówczas pierwiastkami limitującymi. Należy tutaj zauważyć, iż są to dokładnie te same jony, które wykorzystują rośliny

(w tym rośliny uprawne). Zatem dostarczając nawozy, należy to czynić w taki sposób, aby minimalizować ich straty na drodze wymycia wgłąb profilu lub zmycia wraz ze spływem powierzchniowym. Straty te powodują eutrofizację wód.

Podobne zjawiska zakwitu tworzą także sinice zwane z uwagi na kolor swoich komórek cyjanobakteriami. Niektóre gatunki tych organizmów są zdolne do fotosyntezy, a co za tym idzie wytwarzają nie tylko związki organiczne (podobnie jak rośliny), ale podobnie jak gatunki bakterii z rodzaju *Rhizobium*, są w stanie wiązać wolny azot (N_2) na drodze nitrogenezy prowadzonej w wyspecjalizowanych organellach komórkowych tzw. heterocytach. Wiązanie azotu jest istotne z punktu żywienia roślin, jednak celowe wykorzystanie sinic do tego celu nie jest znane. Dodatkowo zjawisko, które jest cenne na arenach rolniczych, w wodach powoduje dodatkowe wzbogacenie ekosystemu w azot, który jest włączany w ogólny łańcuch przemian tego pierwiastka, finalnie przyspieszając eutrofizację.

Niektóre rodzaje sinic (*Microcystis*, *Anabaena*) występują powszechnie, jednak dopiero silny zakwit może stanowić zagrożenie dla zdrowia ludzi lub zwierząt. Przyczyną tego zagrożenia jest fakt, iż cyjanobakterie fotosyntetyzujące wytwarzają wiele grup związków toksycznych do których należą: hepatotoksyny – działające niszcząco na wątrobę, neurotoksyny zaburzające przepływ impulsów na synapsach, cytotoxyny działające bójkczo na komórki oraz dermatotoksyny powodujące odczyny zapalne na skórze. Nie notowano co prawda śmiertelnych zatruć ludzi, którzy spożywali wodę z sinicami, jednak notowano upadki bydła pojonego wodą powierzchniową w której trwał zakwit sinic. Należy zwrócić uwagę iż toksyny sinicowe są niezwykle trwałe w środowisku i mogą działać nawet długo po śmierci komórki macierzystej.



Rys. 1 Anatoksyna-a(s)

AZOT

Jest niezbędny do wytwarzania aminokwasów, a co za tym idzie - białek. Ponadto pobudza wzrost części nadziemnych roślin, oraz reguluje zużycie potasu, fosforu i innych składników pokarmowych Staszewski 2011). Jest głównym biogenem nie tylko dla zwierząt, ale także dla roślin. Jest pierwiastkiem niezbędnym. Może być (podobnie jak fosfor) pierwiastkiem limitującym produkcję



Rys. 2. Niewielka kolonia sinic otoczona zielenicami (Fot. Ciesielczuk T.)



Rys.3. Zakwit zielenicowy o znacznej miąższości w efekcie działania wiatru (Fot. Ciesielczuk T.)



Rys.4. Piana po załamaniu zakwit glonowego na jez. Sztumskim (Fot. Ciesielczuk T.)

pierwotną. Wartości współczynnika k_s wynoszą 0,36-79mM/dm³ dla NO₃⁻ oraz 0,3 – 11,6mM/dm³ dla NH₄⁺

Azot dopływa do zbiorników wód powierzchniowych i cieków ze zlewni, a do zbiorników wód podziemnych migrując wraz z wodami opadowymi (lub powodziowymi) przez kolejne poziomy genetyczne podłoża. Może on także pochodzić bezpośrednio z atmosfery i wchodzić w ten sposób w skomplikowany łańcuch przemian. Może też być dostarczany do zbiornika wód powierzchniowych bezpośrednio wraz z moczem, odchodami, zanętą wędkarską oraz kosmetykami. Zbiorniki wód podziemnych przyjmują znaczne ładunki azotu poprzez wylewanie nieczystości płynnych na wychodniach warstw wodonośnych, z nieszczelnych zbiorników wybieralnych oraz poprzez wprowadzanie ścieków do nieużytkowanej studni.

Azot może występować w wodzie w wielu formach – jako azot organiczny i nieorganiczny. Azot organiczny – w postaci rozpuszczonej (DON dissolved organic nitrogen) i zawiesiny (PON – particulate organic nitrogen). Te formy są niezwykle istotne z punktu widzenia trofii, jako przejściowy magazyn azotu dla fitoplanktonu. Zasoby te są do wykorzystania, jednak tylko przez bakterio-plankton, który na drodze tlenowej lub beztlenowej prowadzi mineralizację, częściowo wykorzystując ten pierwiastek do budowy własnych białek.

Azot nieorganiczny – w postaci rozpuszczonej – występuje jako wolny azot (N₂) rozpuszczony w wodzie oraz jony NO₂⁻, NO₃⁻ oraz NH₄⁺. Zawartość jonu NO₂⁻ jest zwykle niewielka gdyż stanowi on formę przejściową między NH₄⁺, który dominuje w warunkach redukcyjnych, a NO₃⁻ przeważającego w warunkach utleniających gdy potencjał oksydacyjno-redukcyjny wyrażany w mV przyjmuje wartości dodatnie. W wielu przypadkach azot wolny (N₂) jest pomijany w rozważaniach dotyczących zasobności wód w ten pierwiastek.

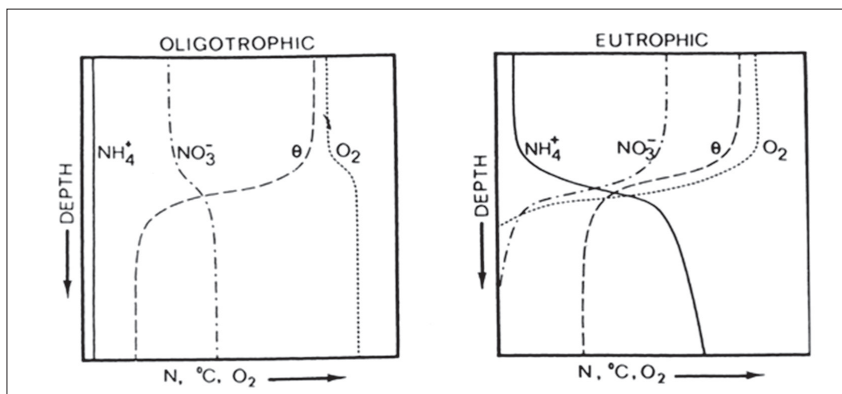
Jon amonowy w stężeniach powyżej 0,2 mg/dm³ N-NH₄⁺ jest toksyczny dla organizmów wodnych, a norma dla wody przeznaczonej do spożycia wynosi 0,5 mg*L NH₄⁺. Znaczne ilości azotu są zawarte w osadach dennych zbiorników wodnych (Tabla 1), a zwłaszcza w

Tabela 1. Zawartość azotu w poszczególnych elementach ekosystemu jeziorowego

Komponent	kg N w jeziorze	%
Woda	10.700	13
Glony	29.200	33
Rośliny wyższe	2.500	3
Osad (1cm)	44.000	51
Razem:	86.400	100

ich powierzchniowej warstwie. Wyjątkowo, w niektórych zbiornikach zawartość azotu osadowego może stanowić ponad 90% ilości tego pierwiastka w całym ekosystemie.

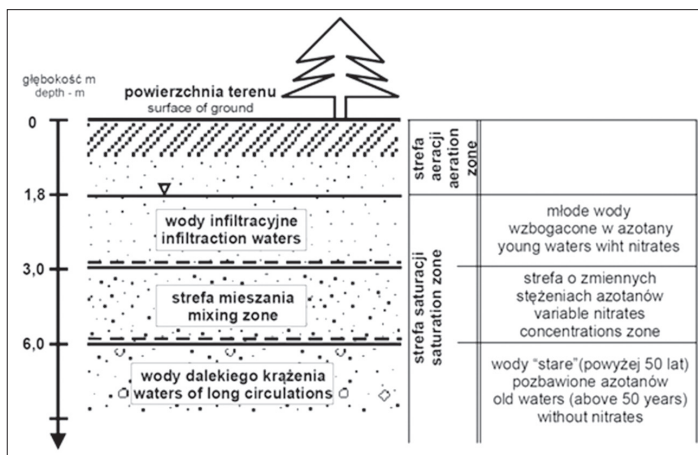
Uwalnianie się azotu z osadów dennych zachodzi dość szybko. W zależności od warunków straty te wynoszą 0,2-16 g N/m²/a. Straty te zachodzą głównie na drodze mineralizacji z wydzielaniem tzw. gazu błotnego, w którego składzie dominuje metan i dwutlenek węgla, jednak gazem towarzyszącym jest amoniak (NH₃), który jest znacznie bardziej toksyczny niż jon amonowy. Osad taki stanowi środowisko życia wielu gatunków zwierząt i roślin. W wyjątkowych przypadkach osad był stosowany jako nawóz rolniczy, jednak jego bagrowanie jest drogie i kompletnie „demoluje” ekosystem. Obecnie jest to niezwykle trudne, ponieważ wybagrowany osad w momencie opuszczenia niecki zbiornika staje się odpadem. Na poniższych rysunkach pokazano rozkład stężeń azotu amonowego i azotanowego w jeziorze oligo- i eutroficznym.



W szczególności znaczne ilości azotu amonowego są gromadzone w hypolimnionie jezior dimiktycznych. Warunki beztlenowe eliminują występowanie zwierząt i roślin w tym obszarze na kilka miesięcy. Podobne przemiany zachodzą w odtlenionych wodach podziemnych. Dodatkowym efektem środowiska anerobowego jest występowanie toksycznego siarkowodoru.

Azot dostający się do gleby przechodzi cykl skomplikowanych przemian, których intensywność i kierunek zależy od rodzaju podłoża. W glebach lekkich będzie dominowała bardziej ruchliwa forma azotanowa, w glebach ciężkich – amonowa. Materia organiczna będzie ulegać mineralizacji na drodze tlenowej

lub beztlenowej, co w efekcie da wzbogacenie nie tylko w azot. Jednak trwałe formy materii organicznej, będą sorbowały znaczne ilości jonów azotowych spowalniając ich wymywanie. Usuwanie azotu z wód podziemnych jest trudne – i wymaga skomplikowanych technologii. Wiele zbiorników wód podziemnych - czyli wód znajdujących się w warstwach wodonośnych (w tym GZWP 333 znajdujący się na terenie województwa opolskiego), są lokalnie w znacznym stopniu zanieczyszczone jonami azotowymi właśnie pochodzenia rolniczego (Ciesielczuk i wsp., 2003). Na poniższym rysunku pokazano przykładowe rozmieszczenie poziomów wód gruntowych wraz z ich potencjalnymi stężeniami azotanów. Rysunek ten (Fic i Mioduszewski 2003) ilustruje oczywiście sytuację lokalną – z okolicy Falent i należy wziąć pod uwagę iż każdy teren ma inną charakterystykę i poziomy wodonośne znajdować się będą na innych głębokościach. Udział punktów w przedziale średnich i maksymalnych wartości stężeń azotanów $>50 \text{ mgNO}_3/\text{dm}^3$ maleje wraz z głębokością. Najmniej wrażliwe na zanieczyszczenie związkami azotu są wody podziemne o zwierciadle naporowym czyli izolowane warstwami skał nieprzepuszczalnych. Zarówno średnie, jak i maksymalne wartości stężeń azotanów, w ponad 97% monitorowanych punktów ujmujących właśnie takie wody podziemne, nie przekraczają wartości $25 \text{ mgNO}_3/\text{dm}^3$ (Rojek i in.2013).



Stąd coraz większy nacisk na zrównoważoną gospodarkę azotem (m.in. Dyrektywa azotanowa), i nacisk na stosowanie nawozów organicznych oraz w przypadku mocznika tylko z inhibitorem ureazy, co nie tylko ma przyczynić się do lepszej

ekonomiki upraw, ale przede wszystkim ma chronić zasoby wód podziemnych przed zanieczyszczeniem. Sorbowanie jonów azotowych jest zatem niezwykle ważnym procesem ograniczającym straty pierwiastka, a tym samym zmniejszającym postęp eutrofizacji wód podziemnych (i powierzchniowych). Znaczącą rolę pełni tu substancja organiczna występująca w glebie oraz koloidy mineralne.

Niektóre bakterie mogą redukować azotany do azotu cząsteczkowego. W szczególności są to rodzaje *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Thiobacillus* i *Pseudomonas*. Proces ten jest jedną z dróg zubażania ekosystemu w azot co jest istotne gdy mamy do czynienia z wodą zanieczyszczoną azotanami (Kobus 1996). Z punktu widzenia rolniczego jest to oczywiście proces niekorzystny, jednak z uwagi na ograniczenie intensywności procesu eutrofizacji, reakcje te są korzystne.

FOSFOR

Fosfor w roku 1669 z moczu zwierzęcego wyodrębnił lekarz Henning Brandt. Świecący w ciemności „preparat” sprzedawał po cenie wyższej od złota. Fosfor dosyć powszechnie występuje w skorupie ziemskiej. Z jonami glinu, żelaza i manganu tworzy około 170 minerałów fosforanowych. Mimo to największe ilości fosforu wiążą jony wapnia.

Głównym źródłem fosforu są jego złoża, czyli nagromadzenia o zawartości powyżej 5% P_2O_5 . Ze względu na drogę tworzenia złóż fosforowych dzieli się je na fosforany pochodzenia magmowego (apatyty), skały fosforowe pochodzenia osadowego (fosforyty), nagromadzenia kości, ekskrementów (guano) oraz utwory wiwianitowe związane z torfowiskami. Znaczne ilości nieorganicznych złóż rud fosforu znajduje się na terenie Sahary zachodniej (Bezak-Mazur i Stoińska 2013).

Fosfor jako składnik m.in. kwasów nukleinowych tworzących kwas DNA jest niezbędny dla organizmów żywych. Do wód powierzchniowych dostarczany jest ze zlewni oraz atmosfery. Wtórny źródłem fosforu (podobnie jak azotu) są osady dennie. Do podstawowych czynników wpływających na proces uwalniania fosforu z osadów należą: potencjał oksydacyjno-redukcyjny, zawartość tlenu, odczyn, temperatura, rodzaj związków chemicznych, w jakich ten pierwiastek występuje w osadach oraz struktura osadów i ich uwodnienie (Bartoszek 2007). Do wód podziemnych fosfor dostaje się wraz z infiltrującą wodą opadową, lub bezpośrednio wraz ze ściekami podobnie jak to miało miejsce w przypadku azotu.

Gospodarka człowieka generując znaczne ilości fosforu (w różnych formach – w tym 0,54 kg/os/a) w wielu przypadkach przyczyniła się do przyspieszenia eutrofizacji jezior prowadząc tym samym do obniżenia różnorodności biologicznej oraz drastycznego pogorszenia się jakości wód jeziorowych.

Formy organiczne fosforu zostają przekształcone w rozpuszczalne w wodzie formy nieorganiczne takie jak H_3PO_4 , $H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} oraz PO_4^{3-} w procesie mineralizacji (Bezak-Mazur i Stoińska 2013). W wodach występuje głównie jako jon HPO_4^{2-} . Wody zbiorników wód powierzchniowych dzielimy na różne typy troficzne z uwagi na ilość fosforanów występujących w wodach. W poniższej tabeli pokazano podstawowe typy troficzne oraz stężenie fosforanów które je determinuje. Stężenia są wyrażone w mikrogramach na litr, co wskazuje na niewielkie ilości fosforu, które mogą skutecznie zeutrofizować zbiornik.

Typ troficzny jeziora	Total P [mg/dm ³]
Ultra-oligotroficzne	< 5
Oligo-mezotroficzne	5 – 10
Mezo-eutroficzne	10 – 30
Eutroficzne	30 – 100
Hipertroficzne	> 100

Biorąc pod uwagę Mamry - Polskie jezioro o największej pojemności wynoszącej 1km³, ilość fosforu która ze zbiornika oligotroficznego (5mg/dm³) zamieniłaby go w zbiornik eutroficzny (50mg/dm³), wynosi zaledwie 50 ton w przeliczeniu na czysty składnik.

Fosfor zawarty w glebie jest w niej mało ruchliwy, stąd też na ogół słabo podlega wymywaniu i jak się na ogół uważa, nie stanowi zagrożenia dla jakości wód gruntowych. Jednak ostatnio wymywanie fosforu do wód gruntowych zaczęło być postrzegane jako istotny problem ich degradacji [Forrest i in. 2006]. Rosnące stężenie fosforu w wodach podziemnych stanowi zagrożenie z uwagi na szersze możliwości rozwoju mikroflory bakteryjnej.

Potencjalne duże prawdopodobieństwo zanieczyszczenia wód gruntowych fosforanami istnieje na obszarach zajmowanych przez uprawy rolnicze (zwłaszcza, jeśli stosowane są na nich długotrwanie i w nadmiernych ilościach nawozy zawierające fosfor) (Domagalski, Johnson 2012; Holman i in. 2008). Podobna sytuacja ma miejsce w przypadku źródeł punktowych w postaci nieszczelnych zbiorników wybieralnych nieczystości (tzw. szamb) lub odprowadzania ścieków bezpośrednio do gruntu. Jest to szczególnie niebezpieczne na obszarach wychodni warstw wodonośnych tj. w miejscach gdzie woda trafiające na powierzchnię gruntu bezpośrednio migruje do poziomu wodonośnego (Pietrzak 2015).

Wymywanie fosforu z gleby występuje w określonych warunkach glebowych. Całkowite stężenie fosforu w glebie, w zależności od jej typu i użytkowania), waha się w szerokim przedziale od 0,05 do 3,0 g P/ kg (Bezak-Mazur i Stoińska 2013). W gle-

bach silnie kwaśnych jony fosforanowe przechodzą w nierozpuszczalne fosforany hydroksyglinowe lub hydroksyżelazowe, natomiast w glebach o odczynie zasadowym powstają nierozpuszczalne fosforany 3-wapniowe (proces tzw. uwsteczniania się fosforu) (Drozd i in. 2002). Jest to zjawisko niekorzystne z punktu widzenia rolniczego (fosfor przechodzi w formy niedostępne dla roślin) ale korzystne z punktu widzenia ochrony zasobów wód podziemnych. Zatem fosforany najłatwiej wymywane są z gleb mających z punktu widzenia rolniczego prawidłowy odczyn (pH 6-7), co wskazuje na ogromne arealy narażone na straty fosforu w efekcie jego wymywania.

Stan równowagi osiągamy przy stosunku molowym C:N:P = 106 : 16 : 1,

Zatem ze stanem równowagi w środowisku wodnym mamy do czynienia, gdy stosunek TN do TP wynosi około 16 : 1. Tym samym, gdy ten stosunek jest większy od 16, czynnikiem limitującym produkcję biomasy jest fosfor, a gdy stosunek ten jest mniejszy od 16, to azot staje się czynnikiem limitującym. Mała wartość TN : TP (poniżej 16) stymuluje przyrost biomasy sinic i wzmacnia ich przewagę nad innymi organizmami planktonowymi, podczas gdy duża wartość TN : TP (powyżej 16) sprzyja rozwojowi glonów grup organizmów.

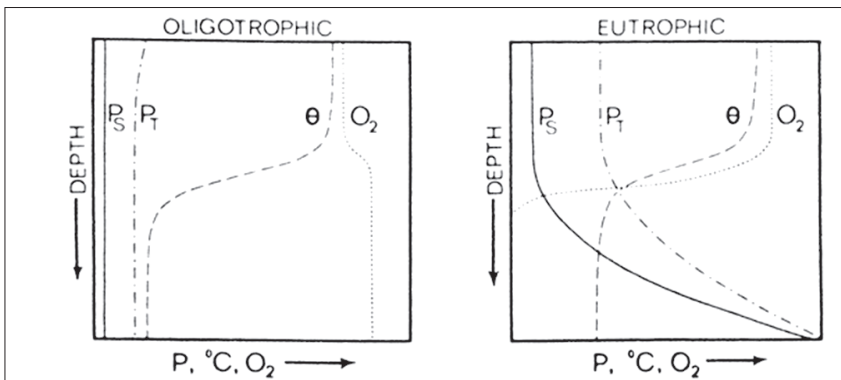
Wartości progowe elementów fizyczno-chemicznych dobrego stanu chemicznego wód podziemnych (na podstawie RMGMiZŚ z dnia 11 października 2019 r, w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych: fosforany: 1 mg PO₄/dm³

Wartości proponowane:

Lp.	Wskaźnik	Wartość kryterialna (górną granicę lokalnego tła hydrogeochemicznego) w wodach podziemnych dla oligo- i mezotroficznym ELZPd (siedliska 7210, 7220, 7230, 91DO, 91XX)	Wartość kryterialna (górną granicę ogólnokrajowego tła hydrogeochemicznego) w wodach podziemnych dla eutroficznym ELZPd (siedliska 6410, 6510, 65XX, 91E0-4 i 91F0)	Górną granicę tła hydrogeochemicznego w skali krajowej, na podstawie Kuczynska i in., 2019
1.	NH ₄ [mg/l]	1,1	1,4	1,4
2.	NO ₃ [mg/l]	12	15	15
3.	NO ₂ [mg/l]	0,03	0,03	0,03
4.	HPO ₄ [mg/l]	0,5	1	1
5.	K [mg/l]	9	15	15

Wartość progowa stężenia fosforu fosforanowego (tj. stężenie poniżej którego organizmy te nie są w stanie pobrać jonu z roztworu) dla większości organizmów wynosi 20mg P-PO₄/dm³. Jednak wiele gatunków (Chara, Uroglena i niektóre okrzemki) przyswajają fosforany ze znacznie bardziej rozcieńczonych roztworów.

Wody jezior o niskiej produktywności (czyli o niewielkim potencjale wzrostu fitoplanktonu), zawierają niskie stężenia fosforanów ($<5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Wody jez. Hańcza około 20 lat temu zawierały od <5 do $8\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Obecnie stężenia przekraczają $10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, co wskazuje na szybko postępującą eutrofizację tego najgłębszego w Polsce i na niżu środkowo-europejskim jeziora. Na poniższych rysunkach pokazano stężenia fosforu rozpuszczalnego (P_S) oraz całkowitego (P_T) w wodach zbiornika oligo- i eutroficznego. Widać iż w jeziorze eutroficznym stężenie obu form fosforu szybko rośnie wraz ze wzrostem głębokości. Szczególnie wrażliwe na zanieczyszczenie są wody płytkich jezior zasilanych zlewnią o znacznej powierzchni. Wody jezior wysoce produktywnych (hipertroficznych) zawierają wysokie stężenia fosforanów ($>0,1\text{mg}/\text{dm}^3$). Wody hypolimnionu jez. Bałewskiego zawierały $4,65\text{mg}/\text{dm}^3$, a jez. Charzykowskiego $14,7\text{mg}/\text{dm}^3$.



Anaerobowe warunki sprzyjają uwalnianiu się fosforanów z osadów do wody interstycjalnej i nadosadowej.

Warstwa osadu biorąca udział w wymianie fosforu sięga 10 -15cm.

Odpyw (straty) fosforu

W przypadku gleb użytkowanych rolniczo, to stężenia fosforanów nieorganicznych rozpuszczalnych w wodzie w spływie powierzchniowym wynoszą zwykle od $0,05$ do $0,1\text{mg}/\text{dm}^3$. Natomiast w ściekach przemysłowych stężenia te często znacznie przekraczają $1\text{mg}/\text{dm}^3$. Ponadto, znaczne ilości fosforu trafiają do wód wraz z dopływem materii organicznej. Gleba traci fosfor w zróżnicowanych formach, a straty występują szybciej na glebach słabszych, o małej zawartości materii organicznej. Największe straty w przypadku arealów rolniczych notowane

są na glebach intensywnie uprawianych i mogą dochodzić nawet do niemal 3kg P/ha/rok. Wymywanie fosforanów prowadzi do obniżki plonu oraz osłabienia kondycji zdrowotnej roślin.

Rodzaj zagospodarowania zlewni	Odptyw P kg · ha ⁻¹ · rok ⁻¹
Grunty orne	0,06-2,9
	0,56
	0,16-0,24
	0,4
	0,11-0,13
	0,65
Tereny zabudowane	1,0-5,3
	0,9
	5,1

Zaobserwowano różnice w zawartości fosforanów w wodach gruntowych w zależności od sezonu. Obliczone średnie roczne stężenie fosforu fosforanowego (P-PO₄) w wodzie gruntowej na areałach trwałych użytków zielonych, wahały się od 0,19 do 0,29 mg P-PO₄-dm⁻³ okresie wiosennym i od 0,28 do 0,62 mg P-PO₄-dm⁻³ w okresie jesiennym (Pietrzak 2015).

Eutrofizacja – użyźnianie:

Ilość chlorofilu (który jest związkiem określającym ilość glonów oraz sinic fotosyntetyzujących), w wodzie jest wprost proporcjonalna do ilości fosforu (HPO₄⁻²) w wodzie. Zatem fosforany są głównym czynnikiem degradującym stan jakości wód.

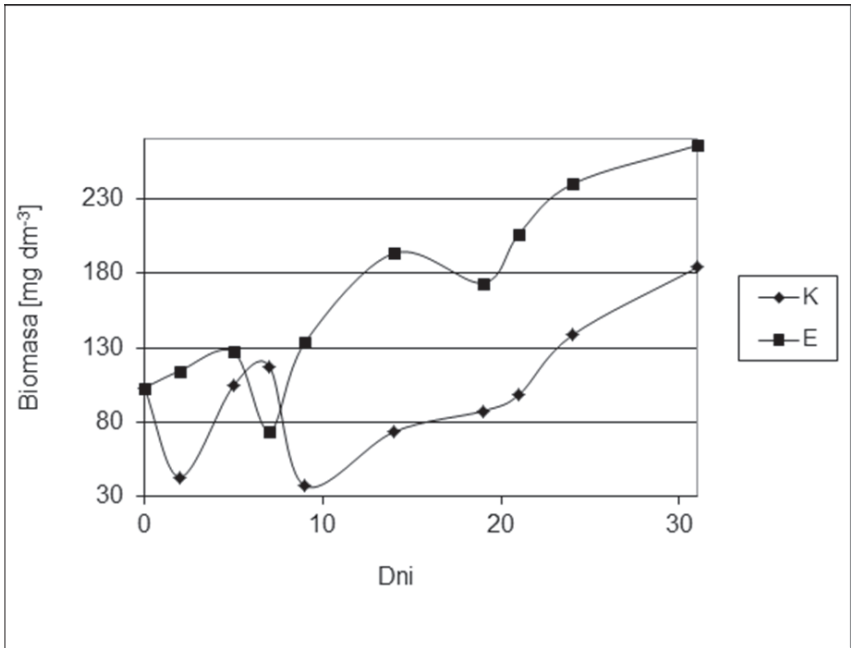
Zakwity fitoplanktonu (w tym bakterioplanktonu - sinic). Spychanie przez wiatr tych organizmów w jednym kierunku powoduje powstanie stref bezświetlnych i beztlenowych w zbiorniku. Szybko ustępują rośliny zanurzone, tarło ryb jest utrudnione lub niemożliwe. W zbiorniku przetrwają tylko gatunki mało wymagające jeśli chodzi o zapotrzebowanie na tlen. Nieliczne gatunki karpioatych oraz gatunki posiadające możliwość oddychania jelitowego.

W zeutrofizowanym zbiorniku zimą występuje zjawisko przyduchy zimowej (winterkill), natomiast latem zjawisko przyduchy letniej (summerkill).

KRZEM

Pierwiastek ten w postaci jonów kwasu ortokrzemowego jest niezbędnym składnikiem pobieranym w znacznych ilościach przez rośliny, a zatem także przez

glony. Zatem występowanie tego pierwiastka może powodować zakwity niezależnie od występowania innych biogenów. W szczególności znaczne ilości okrzemek (zakwity okrzemkowe) występują jako efekt zanieczyszczenia wód rozpuszczalnymi krzemianami. Na poniższym rysunku (Ciesielczuk 1999) pokazano przyrost biomasy glonów w warunkach eksperymentalnych na pożywce wzbogaconej o jony kwasu ortokrzemowego (seria E) w odniesieniu do próby kontrolnej hodowanej na pożywce Knoppa o obniżonej zawartości fosforu do 1 mg/dm^3 (seria K). Po 31 dobach biomasa uzyskana na pożywce z krzemianami była o około $0,8\text{g/dm}^3$ wyższa niż w grupie kontrolnej w przeliczeniu na suchą masę glonów.



W poniższej tabeli (Ciesielczuk 1999) przedstawiono wielkość produkcji pierwotnej „netto” i „brutto” i oddychania fitoplanktonu oraz obliczoną ilość wytworzonej glukozy w 12, 24 i 36 godzinie eksperymentu. Biorąc pod uwagę fotosyntezę netto (ilość tlenu pomniejszona o oddychanie)

Dodatek krzemianów	Bez dodatku	P1 - 1:100
Oznaczenie po 12 godzinach		
Produkcja pierwotna „brutto” (fotosynteza „brutto”) [mg O ₂ , dm ⁻³]	3,5	5,70
Produkcja pierwotna „netto” (fotosynteza „netto”) [mg O ₂ , dm ⁻³]	1,63	3,30
Oddychanie (respiracja) [mg O ₂ , dm ⁻³]	1,87	2,40
Oznaczenie po 24 godzinach		
Produkcja pierwotna „brutto” (fotosynteza „brutto”) [mg O ₂ , dm ⁻³]	4,57	7,18
Produkcja pierwotna „netto” (fotosynteza „netto”) [mg O ₂ , dm ⁻³]	2,03	4,00
Oddychanie (respiracja) [mg O ₂ , dm ⁻³]	2,54	3,18
Oznaczenie po 36 godzinach		
Produkcja pierwotna „brutto” (fotosynteza „brutto”) [mg O ₂ , dm ⁻³]	5,33	7,76
Produkcja pierwotna „netto” (fotosynteza „netto”) [mg O ₂ , dm ⁻³]	2,16	4,10
Oddychanie (respiracja) [mg O ₂ , dm ⁻³]	3,17	3,66

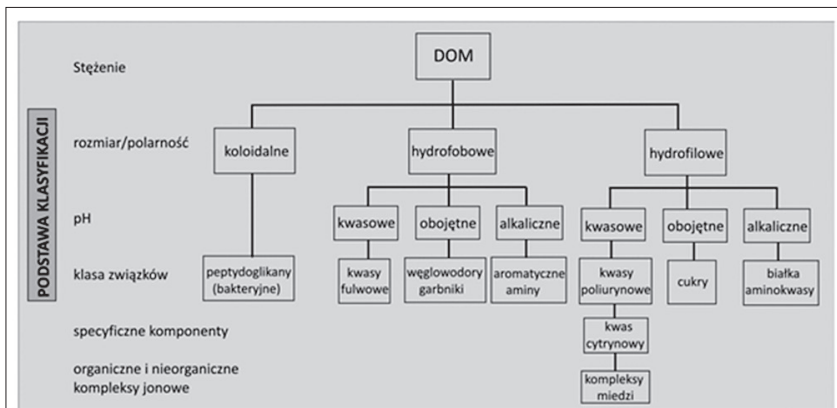
Ilość wytworzonego tlenu była dwukrotnie wyższa niż w przypadku pożywki bez dodatku krzemianów. Zatem także przyswajalne jony krzemu są czynnikiem eutrofizującym.

Materia organiczna

Niedocenianym, ale bardzo zasobnym źródłem rozpuszczalnej w wodzie materii organicznej (DOM) są lasy. W zlewniach leśnych podstawowa produkcja węgla rozpuszczalnego (DOC) ma miejsce w górnej warstwie ściółki (Qualls i Haines 1991). Innym ważnym i zasobnym źródłem DOC są torfowiska. Woda o dużej zawartości DOC ma zwykle brunatną barwę i jest charakterystyczna dla rzek drenujących obszary podmokłe. Spływ wody z torfowisk wnosi do wód powierzchniowych duży ładunek materii organicznej, w tym przede wszystkim substancji humusowych.

Węgiel w postaci kwasów humusowych – cząsteczek o znacznych masach – sorbuje na swojej powierzchni wiele jonów, w tym jony azotu, fosforu, potasu. Zjawisko sorpcji wymiennej powoduje uwolnienie zasorbowanych na powierzchni kwasów humusowych jonów do roztworu glebowego, co zwiększa podatność na wymycie w głąb profilu, aż do warstw wodonośnych.

W wodach torfowisk stężenie DOC wynosi około 20 mg/dm³, a nawet więcej (Sapek 2009).



Ryc. 1. Klasyfikacja składowych DOM (wg LEENHEER i CROUE 2003).

Obecnie, ogólny węgiel organiczny (OWO) jest wskaźnikiem normowanym przez polskie prawodawstwo. Graniczne stężenia OWO określone zostały dla wszystkich trzech kategorii wód powierzchniowych (A1, A2, A3), tj.

5 mg/dm³ - wody wymagające prostego uzdatniania fizycznego,

10 mg/dm³ – wody wymagające typowego uzdatniania fizycznego i chemicznego

15 mg/dm³ – wody wymagające wysokosprawnego uzdatniania fizycznego i chemicznego.

Najwyższa dopuszczalna zawartość ogólnego węgla organicznego w ściekach, które odprowadzane są do wód lub do ziemi może wynosić natomiast 30 mg/dm³ (Pietrzyk i Papciak 2016).

Na poniższym zdjęciu pokazano niewłaściwy sposób przechowywania obornika. Wydzielone miejsce na polu powoduje powstanie lokalnego miejsc generującego zanieczyszczenie wód gruntowych, a następnie podziemnych. W szczególności jest to istotne gdy gleba na której jest składowany obornik jest lekka. Nawozy organiczne takie jak obornik muszą być przechowywane na szczelnej płycie obornikowej, z której odciek jest kierowany systemem kana-



cyjnym do zbiornika na gnojowicę. W takim przypadku szczególnie narażona na zanieczyszczenie DOM oraz jonami nieorganicznymi jest strefa aeracji (tzw. napowietrzona) czyli przypowierzchniowa część utworów geologicznych – w tym przypadku gruntu i gleby. Podobnie narażona jest strefa saturacji (czyli nawodniona) i to w tym większym stopniu im łatwiejszy jest kontakt ze strefą aeracji. Grunty spoiste (gliny, iły) o znacznym stopniu uszczelnienia wyrażanym współczynnikiem filtracji (k) rzędu 1×10^{-8} [m/s] w znacznym stopniu ograniczają rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń, jednak warstwa takiego utworu powinna mieć miąższość około 0,5-1 m bez przewarstwień utworami o wyższej przepuszczalności. Sytuacja przedstawiona na zdjęciu dotyczy jednak gleb piaszczysto-zwirowych, gdzie pomijając kolmatację w wyniku zatkania porów wielkocząsteczkową materią organiczną, współczynnik filtracji jest niski $1 \times 10^{-3} - 1 \times 10^{-4}$ [m/s].

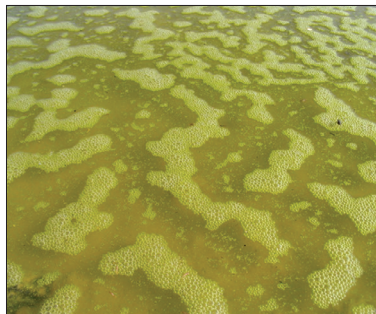
Zawartość materii organicznej w wodach podziemnych skutkuje m.in. wyczuwalnym zapachem siarkowodoru i z tego powodu zjawisko to czasem jest mylone z efektem powodowanym wysoką zawartością żelaza. Pierwiastek ten pochodzenia naturalnego występuje w formie jonów dwuwartościowych, jednak w przypadku kontaktu z powietrzem przechodzi w formę trójwartościową i może wytrącać się w postaci wodorotlenku żelaza. W takim przypadku, obecność bakterii żelazowych powoduje śluzowatość wody i jej silny zapach. Stężenia żelaza w wodzie gruntowej wynoszą od 0 do 50 mg/dm³, podczas gdy WHO rekomenduje koncentrację poniżej 0,3 mg/dm³ (Antychowicz i Kujawa 2017).

Ograniczenie migracji jonów nieorganicznych oraz DOM w wodach podziemnych może być osiągnięte poprzez podział dawek nawozowych na mniejsze oraz dokładna synchronizacja wysiewu nawozów oraz opadów atmosferycznych. W szczególności opady ulewne lub nawalne mogą powodować straty biogenów w efekcie wymycia, a co za tym idzie przyczyniać się do przyspieszenia eutrofizacji wód podziemnych. Dodatkowym sposobem na ograniczenie migracji jonów do wód podziemnych jest dbałość o wysoką zawartość materii organicznej w glebie, co można uzyskać stosując nawożenie organiczne obornikiem, lub nawozami zielonymi.

Gazy

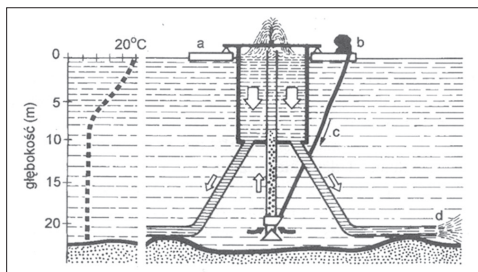
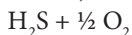
Ilość danego gazu rozpuszczonego w wodzie wyrażona w procentach w stosunku do stanu równowagi nazywamy nasyceniem względnym. Im niższa temperatura tym więcej gazów może się rozpuścić. Dla wody o temp. 0°C (zakładając, że nadal jest płynna) nasycenie 100% wynosi 14,62 mg/dm³. Jeśli

temperatura wody podniesie się do 2°C nasycenie względne wynosić będzie wówczas 105,7%. Woda o temp. 20,0°C nasycenie 100% osiąga już przy ilości tlenu 9,09 mg/dm³. Nasycenie tlenem spada wykładniczo wraz ze wzrostem zasolenia wody. W wodzie morskiej jest niższe o 20%. Na poniższym, zdjęciu pokazano efekt jaki występuje w przypadku zakwitnięcia. Jest to przetlenienie z uwagi na znaczną nadprodukcję tlenu w efekcie silnie namnożonego fitoplanktonu.



Zjawisko przetlenienia – wbrew pozorom jest niezwykle groźne. Przetlenienia w ciągu dnia sięgają 200-300% maksymalnego nasycenia wody, jednak jest to tlen zawieszony (ponieważ rozpuścić się może tylko 100% - np. 9,09mg O₂/dm³ jeśli woda ma 20°C). W przypadku długiego braku światła (noc) fitoplankton oraz inne organizmy zużywają tlen – co prowadzi do głębokich deficytów tlenowych w wyniku wydostania się nadmiaru tlenu wytworzonego w ciągu dnia do atmosfery, a pozostała część rozpuszczona w wodzie zostanie zużyta właśnie na proces oddechowcy fitoplanktonu oraz innych organizmów. W tym także przez bakterie rozkładające materię organiczną. Zjawisko to może prowadzić do śnięcia ryb i innych zwierząt dla których tlen jest oczywiście niezbędny. Nazywane jest to czasem „przyduchą letnią”.

Jakkolwiek azot w postaci wolnej nie oddziałuje na organizmy wodne w sposób bezpośredni (poza nielicznymi wyjątkami) to biorąc udział w obiegu tego pierwiastka w wodzie w sposób szczególny – jako amoniak - wpływa na życie w wodach powierzchniowych. Ponadto, w przypadku braku tlenu pojawia się siarkowodór. Siarkowodór (H₂S) uwalniany z osadów dennych stanowi duże zagrożenie dla organizmów tlenowych. W jeziorach eutroficznych wody hypolimnionu zawierając rozpuszczony siarkowodór są toksyczne i uniemożliwiają przebywanie tam ryb i innych zwierząt (Bezak-Mazur i Stońska 2013).



(Kajak 2001)

Na poniższym rysunku pokazano sposób natleniania wód hypolimnionu bez naruszania stratyfikacji w zbiorniku wodnym. Natlenienie jest szczególnie istotne jako czynnik, który ogranicza uwalnianie fosforu z osadów dennych do wód nadosadowych. Siarkowodór notowany jest także w wodach podziemnych zanieczyszczonych materią organiczną (odcieki ze składowisk odpadów, miejsc deponowania obornika lub nadmierne dawki nawozów organicznych np. gnojowicy.

PRAWO

W tym rozdziale zostaną przytoczone najistotniejsze przepisy regulujące gospodarkę nawozową w aspekcie ochrony wód powierzchniowych i podziemnych przez zanieczyszczeniem

Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych, określa m.in. wartości graniczne parametrów fizykochemicznych – w tym azotanów i fosforanów.

Wartości Graniczne Elementów Fizykochemicznych Stanu Wód Podziemnych

		Tło geochemiczne	I	II	III	IV	V
Azotany	mg NO ₃ /dm ³	0-5	10	25	50	100	>100
Fosforany	mg PO ₄ /dm ³	0,01-1,0	0,5	0,5	1	5	>5

Niestety, zasoby o znacznych objętościach są zanieczyszczone azotem pochodzenia rolniczego, co wymusza stosowanie drogich metod uzdatniania. Fosforany jako czynnik obniżający klasę czystości wód, pojawiają się rzadziej, jednak ich obecność wskazuje na nieuregulowaną gospodarkę wodno-ściekową w rozpatrywanym rejonie.

Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 12 lutego 2020 r. w sprawie przyjęcia „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu” stanowi wdrożenie tzw. Dyrektywy azotanowej.

Rolnicze stosowanie nawozów w pobliżu wód powierzchniowych (zarówno stojących jak i płynących) określają tabela 1 i 2. Ww. Rozporządzenie dopuszcza zmniejszenie tych odległości o połowę (czyli nawet do 2,5m), jeżeli stosowanie nawozów następuje za pomocą urządzeń aplikujących je bezpośrednio do gleby. Jest to dość ryzykowne, w szczególności że Rozporządzenie nie przewiduje uwzględnienia spoistości gruntu, miąższości poziomu próchnicznego lub na-

wet klasy bonitacyjnej. Podobna sytuacja ma miejsce na areałach nachylonych w kierunku wód. Ponadto wówczas zalecane jest podzielenie dawki na 3 części i wysiew (stosowanie) nie częściej niż co 14 dni.

Podstawową zasadą zawartą w Rozporządzeniu jest ograniczenie wielkości rocznej dawki nawozów naturalnych wykorzystywanych rolniczo zawierającej nie więcej niż 170 kg N w czystym składniku na 1 ha użytków rolnych, a w przypadku upraw ekologicznych zaleca się nie przekraczać dawki 140kg N/ha/a. Do obliczenia dawki która może być zastosowana należy użyć zawartości azotu (w kg/t lub kg/m³) z załącznika nr 6 do Programu lub udokumentowanego badania składu nawozu naturalnego. Należy pamiętać, że ilości azotu w nawozie są różne w zależności nie tylko od gatunku i klasy wiekowej zwierząt, ale także od sposobu ich utrzymania – bezściołowo, płytka ściółka czy głęboka ściółka.

Uwagi do stosowania nawozów

Terminy określone w tabeli 2 dla gruntów ornych, gruntów ornych na terenie gmin objętych wykazem stanowiącym załącznik nr 2 do Programu oraz gruntów ornych na terenie gmin objętych wykazem stanowiącym załącznik nr 3 do Programu nie dotyczą podmiotów, które będą zakładać uprawy jesienią po późno zebranych przedplonach, buraku cukrowym, kukurydzy lub późnych

Tabela 1. Odległości, w jakich nie stosuje się nawozów w pobliżu wód powierzchniowych

Na gruntach rolnych od brzegu:				
Rodzaj nawozu	jezior i zbiorników wodnych o powierzchni do 50 ha	cieków naturalnych	rowów z wyłączeniem rowów o szerokości do 5 m liczonej na górnej krawędzi brzegu rowu	kanalów
Nawozy z wyłączeniem gnojowicy	5 m	5 m	5 m	5 m
Gnojowica	10 m	10 m	10 m	10 m
Na gruntach rolnych od:				
Rodzaj nawozu	brzegu jezior i zbiorników wodnych o powierzchni powyżej 50 ha	ujęć wody, jeżeli nie ustanowiono strefy ochronnej na podstawie przepisów ustawy z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne (Dz. U. z 2018 r. poz. 2268, z późn. zm.)		obszarów morskiego pasa nadbrzeżnego
Wszystkie rodzaje nawozów	20 m	20 m		20 m

Tabela 2. Terminy stosowania nawozów

Rodzaj nawozów Rodzaj gruntów	Nawozy azotowe mineralne i nawozy naturalne płynne	Nawozy naturalne stałe
Grunty orne	1 marca – 20 października	1 marca – 30 października
Grunty orne na terenie gmin objętych wykazem stanowiącym załącznik nr 2 do Programu	1 marca – 15 października	
Grunty orne na terenie gmin objętych wykazem stanowiącym załącznik nr 3 do Programu	1 marca – 25 października	
Uprawy trwałe	1 marca – 31 października	1 marca – 30 listopada
Uprawy wieloletnie		
Trwałe użytki zielone		

warzywach. Dopuszczalna dawka azotu w wieloskładnikowych nawozach dla zakładanych upraw nie może przekroczyć dawki 30 kg N/ha.

5. Terminów określonych w tabeli 2 nie stosuje się do nawożenia upraw pod osłonami oraz upraw kontenerowych.

6. Terminu rozpoczęcia stosowania nawozów określonego w tabeli 2 nie stosuje się w 2020 r. dla gruntów ornych z uprawami ozimymi, upraw trwałych, upraw wieloletnich oraz trwałych użytków zielonych. Terminem rozpoczęcia stosowania nawozów w 2020 r. jest dzień 15 lutego.

Przechowywanie nawozów wg. wymogów ww. Rozporządzenia

Nawozy naturalne płynne i nawozy naturalne stałe przechowuje się w bezpieczny dla środowiska sposób, zapobiegający przedostawaniu się odcieków do wód i gruntu.

2. Podmioty prowadzące produkcję rolną oraz podmioty prowadzące działalność, o której mowa w art. 102 ust. 1 ustawy z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne, zapewniają bezpieczne dla środowiska przechowywanie nawozów naturalnych, wytwarzanych w gospodarstwie rolnym lub przyjętych od innego gospodarstwa rolnego, przez okres, w którym nie jest możliwe ich rolnicze wykorzystanie. Wymaga to zapewnienia powierzchni nieprzepuszczalnych miejsc

do przechowywania nawozów naturalnych stałych oraz pojemności przykrytych, w szczególności osłoną elastyczną lub osłoną pływającą, zbiorników na nawozy naturalne płynne, które powinny posiadać szczelne dno i ściany.

W przypadku utrzymywania zwierząt gospodarskich na głębokiej ściółce obornik może być przechowywany w budynku inwentarskim o nieprzepuszczalnym podłożu.

4. Pojemność zbiorników na nawozy naturalne płynne powinna umożliwiać ich przechowanie przez okres 6 miesięcy.

5. Powierzchnia miejsc do przechowywania nawozów naturalnych stałych powinna umożliwiać ich przechowanie przez okres 5 miesięcy.

Dawki i sposoby nawożenia azotem

Wielkość rocznej dawki nawozów naturalnych wykorzystywanych rolniczo zawierającej nie więcej niż 170 kg N w czystym składniku na 1 ha użytków rolnych ustala się w następujący sposób:

- 1) ilość nawozów naturalnych wytwarzanych w gospodarstwie rolnym i ilość azotu w tych nawozach należy obliczyć na podstawie stanów średniorocznych zwierząt gospodarskich obliczonych zgodnie z załącznikiem nr 4 do Programu oraz średniej rocznej wielkości produkcji nawozów naturalnych i koncentracji azotu zawartego w tych nawozach, określonych w załączniku nr 6 do Programu;
- 2) następnie należy zaplanować sposób dystrybucji nawozów naturalnych na poszczególne działki rolne w taki sposób, aby w okresie roku nie przekroczyć dopuszczalnej dawki azotu z nawozów naturalnych w czystym składniku wynoszącej 170 kg N/ha użytków rolnych.
- 3) Art.20.1. Zabrania się stosowania nawozów:
- 4) na glebach zamrzniętych, zalanych wodą, nasyconych wodą, pokrytych śniegiem;
- 5) naturalnych w postaci płynnej podczas wegetacji roślin przeznaczonych do bezpośredniego spożycia przez ludzi.
- 6) 2. Przepisu ust. 1 nie stosuje się do nawożenia stawów wykorzystywanych do chowu lub hodowli ryb.3.
- 7) Za glebę zamrzniętą nie uznaje się gleby, która rozmarza co najmniej powierzchniowo w ciągu dnia.
- 8) Art.20a. Zabrania się stosowania nawozów amonowo-węglanowych
- 9) Art.20b. Zabrania się stosowania mocznika w formie granulowanej, z wyłączeniem stosowania mocznika w formie granulowanej zawierającego inhibitor ureazy albo powłokę biodegradowalną.

Użytki zielone

Znaczna pojemność absorpcyjna minerałów ilastych (iłu koloidalnego), substancji humusowych (próchnicy koloidalnej), wynoszonych z gleb w następstwie spływów powierzchniowych wód (erozji powierzchniowej) i przedostających się do wód powierzchniowych jako rumowisko unoszone, wpływa na zmniejszenie stężeń wielu substancji transportowanych w wodzie (między innymi azotu).

Właściwym rozwiązaniem jest wykorzystywanie terenów przyległych do rzek o najwyższym poziomie wód gruntowych, jako użytki zielone (wody gruntowe zawierają znaczne mniej składników), a wyższych terenów jako grunty orne (Pietrzak 2015).

Eutrofizacja wód w aspekcie nawodnień rolniczych

Z rolniczego punktu widzenia, eutrofizacja właściwie mogłaby być rozpatrywana jako zjawisko korzystne lub wręcz pożądane. Zanieczyszczenie wód powierzchniowych lub podziemnych biogenami powodowałoby dostarczanie pewnego rodzaju nawozu płynnego do nawadnianych upraw. Bardzo rozcieńczonego, ale jednak nawozu. W latach 60-tych stosowano nawożenie stawów hodowlanych aby zwiększyć ich produktywność. Z tego samego punktu widzenia korzystne wydaje się eutrofizowanie wód przeznaczonych do nawodnień rolniczych. Jednak z uwagi na złożoność układu hydrologicznego – tj. połączeń hydraulicznych pomiędzy wodami powierzchniowymi i podziemnymi, a także wzajemne połączenia pomiędzy poszczególnymi poziomami wodonośnymi przez uskoki skalne lub okna hydrogeologiczne powoduje iż te same wody wykorzystywane są zarówno do nawodnień jak i do celów zaopatrywania ludności w wodę pitną i do celów gospodarczych. Ponadto eutrofizacja nigdy nie jest jednoczynnikowa. Zazwyczaj jonom nieorganicznym towarzyszą inne substancje – jak rozpuszczalna materia organiczna, która sorbuje na swojej powierzchni inne związki w tym metabolity pestycydów, medykamentów oraz metale ciężkie, co w sposób zasadniczy obniża jakość wody eliminując ją z wielu zastosowań oraz wpływa na degradację naturalnych ekosystemów.

Zapobieganie eutrofizacji:

Przechowywanie nawozów naturalnych na płytach obornikowych i szczelnych zbiornikach na odchody płynne;

Stosowanie nawozów naturalnych w terminach i dawkach zgodnie z obowiązującym prawem;

Stosowanie nawozów mineralnych zgodnie z etykietą (instrukcją);

ograniczenie intensywności orki;

zagospodarowanie kolein;

przygotowanie porowatej powierzchni siewnej;
wprowadzanie buforowych stref śródpolnych;
unikanie zbrylania powierzchni gleby;
unikanie zbrylania podglebia;
zwiększanie zawartości materii organicznej w glebie.

WNIOSKI

1. Zapobieganie eutrofizacji wód powierzchniowych i podziemnych jest ciągłym obowiązkiem każdego człowieka. W szczególności dotyczy to szczegółowej analizy gospodarowania odpadami oraz gospodarki wodno-ściekowej.
2. W sposób szczególny należy dbać o właściwą gospodarkę nawozami mineralnymi oraz organicznymi, stosowanymi na trwałych użytkach zielonych oraz gruntach ornych. Przestrzeganie dawek i terminów stosowania nawozów mineralnych i organicznych jest jednym z istotniejszych elementów tego procesu.
3. Zalecana jest zmiana struktury użytkowania gruntów poprzez przesunięcie trwałych użytków zielonych w okolice cieków wodnych oraz zbiorników wód powierzchniowych w znacznym stopniu ograniczyć migrację azotu i fosforu.
4. Wody podziemne, które są narażone na zanieczyszczenie powinny być chronione poprzez podział dawki nawozu oraz uprawę zwiększającą zawartość trwałej substancji organicznej w glebie.

LITERATURA

Antychowicz J., Kujawa R. (2017). Niekorzystne zmiany zachodzące w śródlądowych zbiornikach wodnych spowodowane działalnością człowieka. *Życie Weterynaryjne* 92(10), 735-744

Bartoszek L. (2007). Wydzielanie fosforu z osadów dennych. *Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej Budownictwo i Inżynieria Środowiska* 270, 42, 5-19

Bezak-Mazur E., Stoińska R. (2013) The importance of phosphorus in the environment-review article. *Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska*. 15, 3 33-42

Ciesielczuk T. (1999). Występowanie krzemianów w wodach jezior oraz ich wpływ na proces eutrofizacji wód. Rozprawa doktorska Wrocław.

Ciesielczuk T., Sztamberek-Gola I., Poluszyńska J. 2003. Stężenia nieorganicznych jonów azotu w próbkach wody pobranych ze zbiornika GZWP 333”, *Prace IMMB* 35/36 Opole, 137-143

Domagalski J.L., Johnsson H.M. (2012). Phosphorus and Groundwater: Establishing Links Between Agricultural Use and Transport to Streams. U.S. Geological Survey Fact Sheet 2012–3004 January 2012

Fic M., Mioduszeński W. (2003). Pionowa strefowość chemiczna wód podziemnych w rejonie falent. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. 3(6), 39-50

Holman I.P., Whelan M.J., Howden N.J.K., Bellamy P.H., Willby N.J., Rivas-Casado M., McConvey P. (2008). Phosphorus in groundwater—an overlooked contributor to eutrophication? *Hydrological processes* 22(26), 5121-5127

Kajak Z. *Hydrobiologia-limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych*. PWN 2001

Kobus J. (1996) Rola mikroorganizmów w przemianach azotu w glebie. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*, 440, 151-173

Pietrzak S. (2015). Fosforany w wodach gruntowych na terenach zajmowanych przez użytki zielone w Polsce. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*. 15, 3(51), 89-100

Pietrzyk A., Papciak, D. (2016). Materia organiczna w wodach naturalnych - formy występowania i metody oznaczania. *Materia organiczna w wodach naturalnych - formy występowania i metody oznaczania*. 63, 2/I , 241-252

Qualls R.G., Haines B.L. (1991). Geochemistry of Dissolved Organic Nutrients in Water Percolating Through a Forest Ecosystem. *Soil Science Society of America Journal* 55:1112-1123

Rojek A., Palak-Mazur D., Kostka A., Kuczyńska A. (2013). Ocena stopnia zanieczyszczenia wód podziemnych azotanami na podstawie danych z monitoringu stanu chemicznego. *Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego* 456, 507–512

Sapek A. (2009). Rozpuszczalny węgiel organiczny w wodzie z gleb torfowych na Bagnie Ławki. *Roczniki Gleboznawcze* 60(2), 89-101

Staszewski Z. (2011). Azot w glebie i jego wpływ na środowisko. *Zeszyty Naukowe Inżynieria Lądowa i Wodna w Kształtowaniu Środowiska* 4, 50-58