ACTA HYDROBIOL.	1	1	55–86	KRAKÓW 1959

STANISŁAW WRÓBEL

Wpływ nawożenia azotowo-fosforowego na skład chemiczny wody stawów rybnych — Einfluss der Stickstoff-Phosphordüngung auf die chemische Zusammensetzung des Wassers in Fischteichen

Wpłynęło dnia 12 listopada 1958 r.

Zagadnienie nawożenia stawów jest słabiej opracowane niż nawożenie gleb uprawnych. W gospodarce rolnej droga od mineralnych składników pokarmowych do plonu roślinnego jest stosunkowo krótka. Jej poznanie nie nastręcza większych trudności, gdy zbadamy zasobność gleby w łatwo przyswajalne składniki pokarmowe. Natomiast skomplikowany proces przemiany materii w zbiorniku wodnym i długi szereg ogniw od soli mineralnych do mięsa ryb, jako produktu końcowego, stanowią poważne trudności w poznaniu zachodzących zmian. Wobec szybko postępujących w wodzie procesów asymilacji i dysymilacji, badania chemiczne wody muszą być połączone z badaniami biologicznymi, co dopiero w sumie może dać obraz żyzności stawu. Zwracali na to uwagę Wunder i Ohle (1935), Stangenberg (1942), Vinberg (1952) i inni.

Zasady bezazotowego nawożenia stawów opracowane przez Hofera (1915) i Fischera (1916, 1919) a szeroko omówione przez Demolla (1925) sprawiły, że w Europie nie zajmowano się szerzej badaniami nad stosowaniem w gospodarce stawowej innych nawozów. Wyżej wymienieni autorzy nie wzięli pod uwagę wyników wcześniejszych badań Kuhnerta (cyt. za Kulmatyckim 1922), jak również równoczesnych i wszechstronnych badań stacji w Sachsenhausen, z których wynikało korzystne działanie nawozów azotowych. Zasady jednostronnego nawożenia fosforowego przetrwały do dzisiejszych czasów, mimo że sam Demoll (1925) omawiając doświadczenia wykonane w Wielenbach w latach 1921—1922 wskazywał na dodatnie działanie nawozów zarówno fosforowych, jak i azotowych, zwłaszcza superfosfatu i siarczanu amonu. Przyczyną szerokiego przyjęcia się w praktyce rybackiej nawożenia fosforowego było, prócz względów ekonomicznych, prawdopodobnie to, że

http://rcin.org.pl

superfosfat był nawozem bardziej dostępnym niż nawozy azotowe, na które było i jest większe zapotrzebowanie przez gospodarkę rolną.

Amerykańskie doświadczenia nad nawożeniem zbiorników wodnych objęły, w przeciwieństwie do doświadczeń europejskich, pełne nawożenie (Smith, Swingle cyt. za Starmachem 1958).

W ZSRR do dnia dzisiejszego nie ma jedności poglądów na problem nawożenia stawów. Z badań Vinberga (1952) wynika, że obok nawożenia fosforowego musi być stosowane nawożenie nawozami azotowymi. Movčan (1955) mówi natomiast o fosforze jako najważniejszym składniku, jakkolwiek autor ten opisuje dalej bardzo wysokie przyrosty ryb uzyskiwane przez stosowanie nawozu ptasiego, a więc nawozu bogatego w związki azotowe. Iljin (1956) pisze natomiast, że działanie nawozów azotowych w stawach jest mało znane.

W Polsce przeprowadzono niewiele doświadczeń nad nawożeniem stawów, chociaż zagadnienie to budziło szerokie zainteresowanie. Świadczy o tym wydana przez Kulmatyckiego w roku 1922 broszura i szereg artykułów Mizerskiego (1933). Wehr i Sosnowski (1939) na podstawie badań przeprowadzonych w latach 1936—1938 uznali za najbardziej opłacalne nawożenie fosforowo-potasowe. Szczegółowe badania nad nawożeniem stawów tylko superfosfatem rozpoczął w roku 1939 Stangenberg (1942). Po wojnie rozpoczęto z inicjatywy prof. dr. K. Starmacha na dużą skalę doświadczenia nad nawożeniem stawów w Zatorze. Niestety wyniki kilkuletnich obserwacji nie zostały dotąd opublikowane. Doświadczenia nad nawożeniem stawów nawozami saletrzanymi wykonane przez Danielewskiego (1957) potwierdzają na ogół poglądy Fischera (1916), Czensnego (1919) i Willera (1919) o szybkim znikaniu azotanów. Korzystne może tu być jedynie stosowanie wysokich ilości nawozu i w dosyć licznych dawkach.

Szczegółowym badaniem nawożenia stawów nawozami fosforowymi a następnie azotowo-fosforowymi zajął się Zakład Biologii Stawów PAN pod kierunkiem prof. Starmacha od r. 1952. W pierwszej pracy z tego cyklu Starmach (1958) dochodzi do wniosku, że samo nawożenie fosforowe nie może wpływać na stałe podnoszenie przyrostu ryb i konieczne jest wprowadzenie nawożenia kombinowanego. Kontynuacja badań nad tym zagadnieniem opiera się na nawożeniu stawów nawozami azotowymi i fosforowymi. Praca niniejsza dotyczy badań pierwszego ogniwa produkcyjnego, jakim są sole mineralne. Równocześnie z badaniami chemizmu wody były prowadzone badania biologiczne fito- i zooplanktonu, oraz fauny dennej. Badania te są tematem prac innych autorów. Wszystkie te badania nie były prowadzone na małych stawach doświadczalnych, ale na stawach produkcyjnych, są zatem badaniami naturalnego procesu produkcyjnego (Starmach 1954 a, 1954 b).

http://rcin.org.pl

Nawożenie stawów i metodyka

Badania nad wpływem nawożenia azotowo-fosforowego na skład chemiczny wody zostały wykonane w roku 1957 w gospodarstwie doświadczalnym Zakładu Biologii Wód PAN w Gołyszu (pow. Cieszyn). Do doświadczeń użyte zostały cztery stawy: Wyszni VI, Wyszni VII, Wyszni II i Wyszni IV. Wszystkie te stawy mają podobne dno powstałe z utworów pyłowych, które mogą być zaliczone według „Przyrodniczo-Genetycznej Klasyfikacji Gleb Polski" PTG (1956) do pyłów ilastych. Dno stawów jest dobrze zmineralizowane o średniej zawartości materii organicznej (ok. 2% węgla organicznego). Stawy Wyszni VII, Wyszni II i Wyszni IV były nawożone od kilku lat superfosfatem w ilości 2 q/ha. Wszystkie stawy są co roku wapnowane przy użyciu 2,5 — 3 q/ha wapna rolniczego. Dokładny opis wyżej wymienionych stawów znajduje się w cytowanej już pracy S t a r m a c h a (1958).

Tab. I

Schemat nawożenia stawów — 1957 r.

Staw	Pow. zalewu w ha	Data nawożenia	Superfosfat kg/ha P_2O_5	Siarczan amonu kg/ha N	Sposób nawożenia
Wyszni VI	5	—	—	—	nie nawożony
Wyszni VII	14	20. V	35	—	w jednej dawce
Wyszni II	9	21. V	35	30	superfosfat w jednej dawce, siarczanu amonu w jednej dawce
Wyszni IV	6	21. V	35	30	superfosfat — w jednej dawce siarczan amonu — w dziesięciu równych dawkach co 10 dni

Należy zaznaczyć, że staw Wyszni VI otrzymywał wodę ze stawu Wyszni VII, nawożonego superfosfatem. Bezpośrednio jednak nawożony nie był i w doświadczeniu traktowany jest jako porównawczy. Przy wyborze siarczanu amonu jako nawozu azotowego kierowano się następującymi motywami:

1) sole amonowe nie ulegają w wodzie tak szybkiej denitryfikacji jak azotany,

http://rcin.org.pl

2) według Prianišnikova (1952) łatwość pobierania przez rośliny soli amonowych czy azotanów zależy głównie od odczynu środowiska; przy $pH = 5,5$ najlepszym źródłem azotu dla roślin są azotany, przy $pH = 7,0$ forma amonowa,
3) obecność anionu SO_4 wpływa nie tylko na uruchomienie fosforu (Lemmermann cyt. za Demollem 1925), ale sprzyja także pobieraniu fosforu przez roślinne organizmy wodne (Gessner 1935).

W ciągu całego okresu wegetacyjnego w odstępach dziesięciodniowych była wykonywana analiza chemiczna wody ze wszystkich czterech stawów. Wodę pobierano na dwa dni przed każdym kolejnym nawożeniem siarczanem amonu stawu Wyszni IV, który był nawożony również co dziesięć dni. Z każdego stawu pobierano jedną próbę wody w odległości 10 — 15 metrów od mnicha odpływowego na głębokości około 30 cm. Wodę pobierano zawsze w godzinach między 10 a 12. Aby stwierdzić, jak kształtują się poszczególne składniki w wodzie stawu Wyszni IV i Wyszni VI, między kolejnymi nawożeniami stawu Wyszni IV wykonano dwie serie analiz w odstępach jednodniowych (w okresach 14 — 23. VI i 23 — 31. VIII).

W pobranej wodzie mierzono temperaturę i oznaczano pH — kolorymetrycznie według metody Yamady (cyt. za Justem 1956), CO_2 wolny, O_2 rozpuszczony, zasadowość, mineralne formy azotu NH_4 — metodą Nesslera, $N\text{-}NO_2$ — odczynnikiem Griesa, $N\text{-}NO_3$ — kwasem fenolodwusulfonowym, PO_4 — kolorymetrycznie, Fe — kolorymetrycznie, K_2O — na fotometrze płomieniowym, utlenialność — bez sączenia w środowisku kwaśnym, barwę wody według zastępczej skali sporządzonej z $K_2Cr_2O_7$ i $CoSO_4$ (Przyłęcki 1954). Przeźroczystość oznaczano w szklanym cylindrze o wysokości 52 cm, na którego dnie był biały krążek z czarnym krzyżem o grubości ramion 1 mm.

Charakterystyka poszczególnych składników w wodzie badanych stawów

Czynniki występujące w wodzie spełniają niejednakową rolę w zbiorniku wodnym. Pierwsza grupa czynników, która może być nazwana grupą środowiskową, obejmuje temperaturę, odczyn, zasadowość, dwutlenek węgla i żelazo. Dwutlenek węgla spełnia podwójną rolę: 1) jako czynnik środowiskowy wpływający na odczyn wody, 2) jako bardzo ważny składnik pokarmowy. Druga grupa czynników to grupa składników pokarmowych. Należą tu: mineralne formy azotu, fosfor i potas. I wreszcie grupa trzecia, na podstawie której można sądzić o korzystnym ustosunkowaniu czynników grupy pierwszej i dodatnim działaniu składników grupy drugiej. Należą tu: utlenialność, zawar-

http://rcin.org.pl

tość tlenu rozpuszczonego, barwa wody i jej przeźroczystość. Grupa ta winna nosić nazwę grupy czynników efektywnych. Według tej kolejności będą rozpatrywane poszczególne czynniki.

Czynniki środowiskowe

Przebieg temperatury w okresie wegetacyjnym w roku 1957 nie był korzystny dla produkcji biologicznej w stawach. Jak widać z rysunku 1, temperatura wody wzrastała powoli w drugiej połowie maja i w pierwszej połowie czerwca, a przy końcu czerwca osiągnęła maksimum, tj. około 26 °C. Duży wpływ na cały szereg czynników miał silny spadek temperatury w drugiej połowie lipca. Spadek ten wynosił około 8 °C. Drugi szczyt osiągnęła temperatura w połowie sierpnia. Następnie rozpoczął się równomierny spadek, który pod koniec września doszedł do 11 °C. Różnica temperatury wody w poszczególnych stawach w jednym tylko przypadku wynosiła 1,2 °C, poza tym temperatura była bardzo do siebie zbliżona.

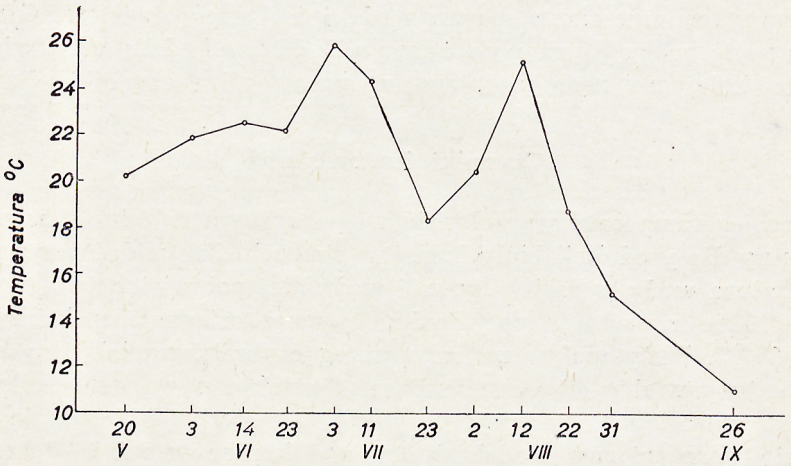
Odczyn wody kształtował się różnie w poszczególnych stawach (ryc. 2). Najbardziej podobny przebieg miały krzywe odczynu wody w stawie nawożonym superfosfatem (Wyszni VII) i w stawie nie nawożonym (Wyszni VI). Jedyną różnicą w przebiegu krzywych był wzrost *pH* wody stawu Wyszni VII w okresie sierpniowej zwyżki temperatury. W dwa tygodnie po nawożeniu stawów nastąpił wzrost *pH* wody we wszystkich stawach. Najsilniejszy wzrost zanotowano w stawie Wyszni II nawożonym superfosfatem i siarczanem amonu w jednej dawce. Tak wysokiego *pH* = 9,5 nie stwierdzono w żadnym stawie tego kompleksu ani w roku 1957, ani też w latach poprzednich.

Woda stawu Wyszni II miała poza tymi dwoma maksimami najbardziej równomierny odczyn. Był on jednakże niższy od odczynu wody stawu nawożonego superfosfatem i stawu kontrolnego. Wzrost *pH* na początku okresu produkcyjnego (3. VI) w wodzie stawu Wyszni VI był mniejszy. W sierpniu w stawie tym nie było w ogóle podniesienia odczynu, które zaobserwowano w pozostałych stawach. W okresie wykonywania codziennych analiz odczyn wody w dniu nawożenia spadał, a następnie silnie się podnosił, osiągając maksimum w trzecim dniu od nawożenia w serii czerwcowej (ryc. 2a), a w czwartym w serii sierpniowej (ryc. 2b).

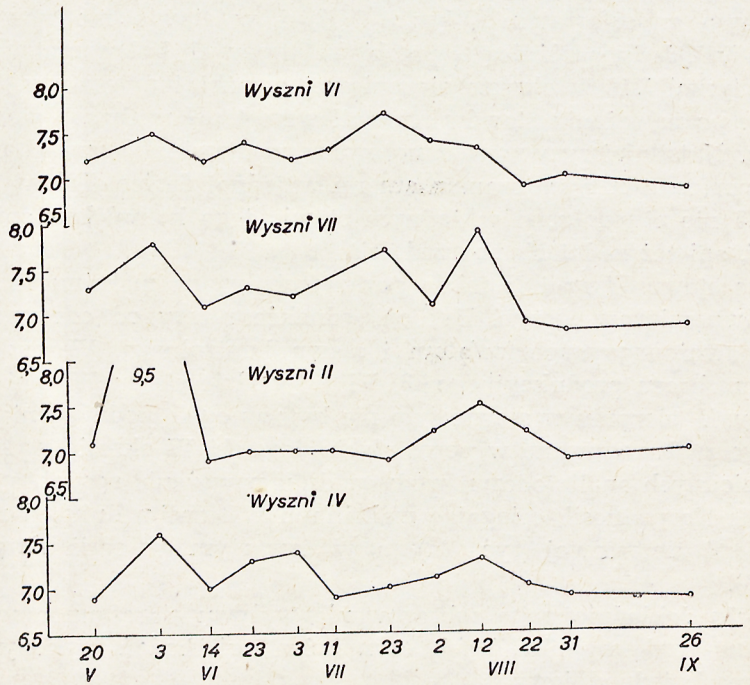
W celu dokładniejszego zobrazowania wpływu siarczanu amonu, zamieszczono wykresy niektórych czynników serii badań wykonywanych w odstępach jednodniowych.

Przebieg krzywych zasadowości w ciągu całego sezonu wegetacyjnego odpowiada na ogół przebiegowi temperatury wody. W pierwszej połowie

http://rcin.org.pl

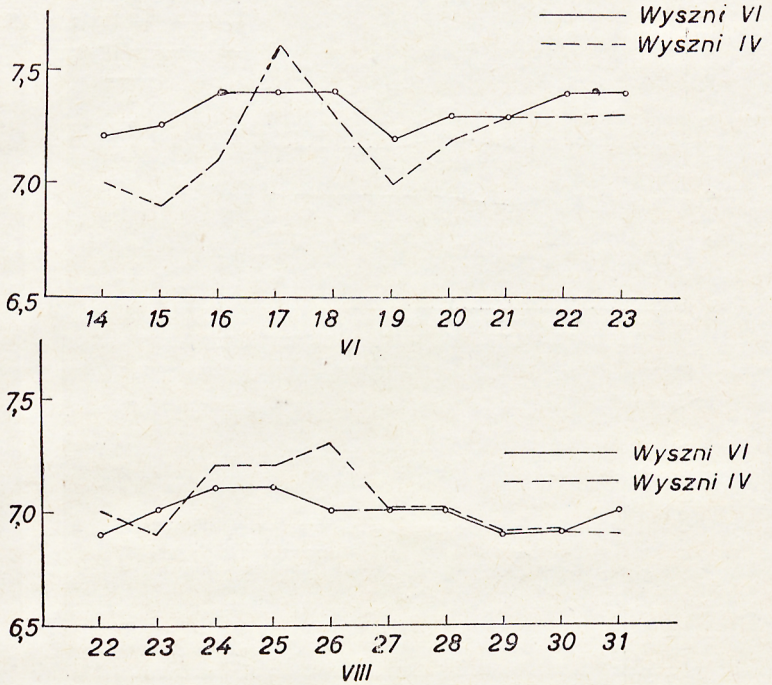


Ryc. 1. Średnia temperatura wody stawów: Wyszni VI, Wyszni VII, Wyszni II i Wyszni IV.
Abb. 1. Mittlere Wassertemperatur in den Teichen: Wyszni VI, Wyszni VII, Wyszni II und Wyszni IV



Ryc. 2. Wahania odczynu wody stawu nie nawożonego i stawów nawożonych.
Abb. 2. Schwankungen des *pH*-Wertes des Wassers des ungedüngten Teiches und der gedüngten Teiche.

http://rcin.org.pl

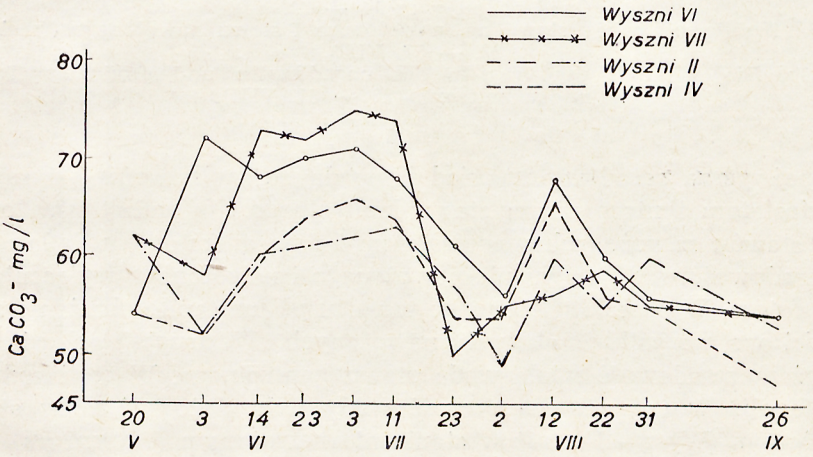


Ryc. 2a. Wahania odczynu wody stawu nie nawożonego i stawu nawożonego (w okresie 14 — 23. VI).

Abb. 2a. Schwankungen des *pH*-Wertes des Wassers des ungedüngten und gedüngten Teiches (in der Zeit 14 — 23. VI).

Ryc. 2b. Wahania odczynu wody stawu nie nawożonego i stawu nawożonego (w okresie 22 — 31. VIII).

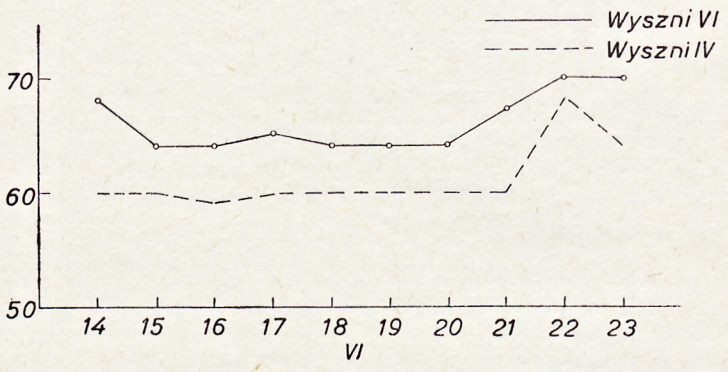
Abb. 2b. Schwankungen des *pH*-Wertes des Wassers des ungedüngten und gedüngten Teiches (in der Zeit vom 22 — 31. VIII).

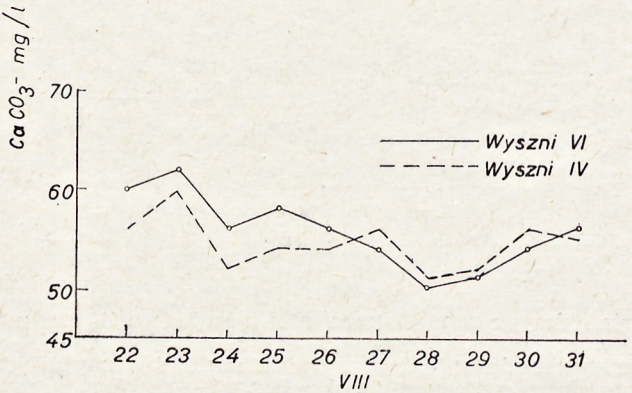


Ryc. 3. Zasadowość wody stawu nie nawożonego i stawów nawożonych.

Abb. 3. Die Alkalität des Wassers im ungedüngten Teiche und in den gedüngten Teichen.

http://rcin.org.pl

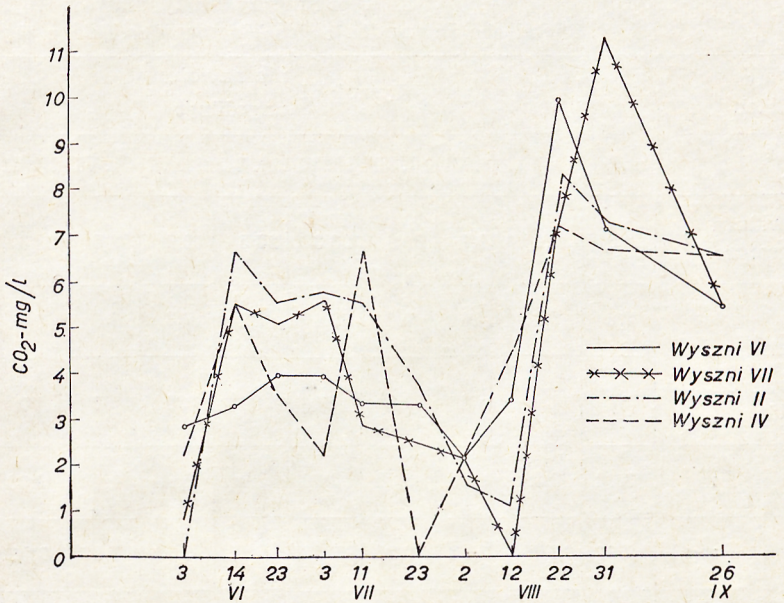




Ryc. 3a. Zasadowość wody stawu nie nawożonego i stawu nawożonego (w okresie 14 — 23. VI)
Abb. 3a. Die Alkalität des Wassers des ungedüngten und gedüngten Teiches (in der Zeit vom 14 — 23. VI)
Ryc. 3b. Zasadowość wody stawu nie nawożonego i stawu nawożonego (w okresie 22. — 31. VIII).
Abb. 3b. Die Alkalität des Wassers des ungedüngten und gedüngten Teiches (in der Zeit vom 22 — 31. VIII).

lata najwyższą zasadowość posiadała woda stawu nawożonego samym superfosfatem i nieco niższą stawu kontrolnego. Natomiast zasadowość wody stawów nawożonych superfosfatem i siarczanem amonu była niższa niż zasadowość wody stawu nie nawożonego i nawożonego wyłącznie superfosfatem. W okresie wiosennego wzrostu *pH* nastąpiło obniżenie zasadowości we wszystkich stawach nawożonych. W drugiej połowie lata najwyższą zasadowość miała woda stawu kontrolnego. W serii codziennych analiz w czerwcu zasadowość wody była dużo niższa w stawie nawożonym (Wyszni IV) niż w stanie nie nawożonym (Wyszni VI) (ryc. 3a), w sierpniu natomiast niższa zasadowość utrzymywała się w stawie Wyszni IV tylko w przeciągu pierwszych pięciu dni (ryc. 3b).

http://rcin.org.pl



Ryc. 4. Zawartość dwutlenku węgla w wodzie stawu nie nawożonego i stawów nawożonych.
Abb. 4. Gehalt an Kohlendioxyd im Wasser des ungedüngten Teiches und der gedüngten Teiche.

Dwutlenek węgla jest najbardziej labilnym składnikiem wody. Ilość tego składnika w badanych stawach wahała się w granicach od 0 — 11 mg/l (ryc. 4). Spadek temperatury w lipcu wywarł duży wpływ również na zawartość dwutlenku węgla. W pierwszej połowie lata ilość CO_2 była różna w poszczególnych stawach, natomiast w drugiej występuje w przebiegu krzywych większe podobieństwo. Ilość dwutlenku węgla pod jesień była wyższa niż z początkiem okresu produkcyjnego. Największe wahania wystąpiły w stawie Wyszni IV nawożonym siarczanem amonu w 10 dawkach. W tym samym stawie wystąpiły duże wahania CO_2 w okresie od 14—23. VI (tab. II). Do czwartego dnia po nawożeniu następował spadek zawartości dwutlenku węgla, natomiast siódmego dnia po nawożeniu ilość CO_2 była największa. Różnic takich nie było w stawie kontrolnym, nie było ich także w drugim okresie badań w odstępach jednodniowych (tab. III).

Zawartość żelaza w wodzie stawów tego kompleksu rzadko przekracza 0,5 mg/l. Ilość tego składnika do lipcowego załamania się temperatury była bardzo różna w badanych stawach (ryc. 5), przy czym najmniejszą ilość posiadała woda stawu kontrolnego. Najwyższe ilości Fe

http://rcin.org.pl

Skład chemiczny wody stawów Wyszni VI
Chemische Bestandteile des Wassers der Teiche Wyszni VI

Staw Teich	Wyszni VI nie nawożony ungedüngt									
Czynnik Faktor	14. VI	15. VI	16. VI	17. VI	18. VI	19. VI	20. VI	21. VI	22. VI	23. VI
Temperatura Temperatur °C	22,5	21,4	21,7	22,0	23,3	23,5	22,9	22,5	23,3	22,2
pH	7,2	7,25	7,4	7,4	7,4	7,2	7,3	7,3	7,4	7,4
Zasadowość $CaCo_3$ Alkalität mg/l	68	64	64	65	64	64	64	67	70	70
CO_2 mg/l	3,30	3,30	6,60	3,30	2,86	3,96	5,06	4,40	3,08	3,96
O_2 mg/l	8,64	8,56	8,43	8,26	7,97	7,71	8,03	7,97	8,21	7,87
$N-NH_4$ mg/l	0,06	0,06	0,06	0,04	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,12
$N-NO_2$ mg/l	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
$N-NO_3$ mg/l	0,125	0,125	0,125	0,150	0,075	0,050	0,050	0,025	0,050	0,050
PO_4 mg/l	0	śl.	0	0	0	0	0	0	0	0
Fe mg/l	0,150	0,150	0,200	0,200	0,200	0,150	0,150	0,150	0,150	0,200
K_2O mg/l	2,20	2,40	2,30	2,20	2,40	2,40	2,40	2,40	2,30	3,60
Utlenialność Sauerstoff-verbrauch O_2 mg/l	7,81	8,40	8,96	9,60	9,44	8,96	10,00	10,00	9,76	9,76
Barwa Farbe	25	25	25	25	35	35	35	35	35	32
Przezroczystość Durchsichtigkeit (cm)	38	36	34	33	34	34	34	34	35	31

0 — nie wykryto — unnachweissbar śl. — ślady — Spuren

http://rcin.org.pl

i Wyszni IV (w okresie 14—23. VI. 1957) **Tab. II**
und Wyszni IV (in der Zeit vom 14—23. VI. 1957)

Wyszni IV	nawożony superfosfatem w 1 dawce i siarcz. amonu w 10 dawkach gedüngt mit Superphosphat in 1 Gabe und Ammoniumsulfat in 10 Gaben								
14. VI	15. VI	16. VI	17. VI	18. VI	19. VI	20. VI	21. VI	22. VI	23. VI
22,5	21,2	21,2	22,5	22,9	23,2	22,4	23,5	23,2	21,7
7,0	6,9	7,1	7,6	7,3	7,0	7,2	7,3	7,3	7,3
60	60	59	60	60	60	60	60	68	64
5,50	4,40	4,40	3,30	3,08	5,72	9,13	5,72	3,30	3,52
8,62	8,54	8,86	9,31	8,21	7,65	7,62	8,58	8,32	8,32
0.08	0,12	0,08	0,08	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,08
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0,150	0,150	0,150	0,150	0,100	0,075	0,050	0,040	0,060	0,050
0,600	0,400	0,320	0,300	0,280	0,280	0,280	0,240	0,240	0,240
0,135	0,175	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200	0,200	0,300
2,40	2,20	2,40	1,90	2,20	2,20	2,20	2,20	2,20	2,20
9,33	9,60	10,24	10,88	10,56	10,56	10,56	12,16	11,84	12,80
30	30	30	30	35	37	37	37	37	35
37	35	33	32	34	29	31	27	27	28

http://rcin.org.pl

Skład chemiczny wody stawów Wyszni VI
Chemische Zusammensetzung des Wassers der Teiche Wyszni VI

Staw Teich	Wyszni VI nie nawożony ungedüngt									
Czynnik Faktor	22. VIII	23. VIII	24. VIII	25. VIII	26. VIII	27. VIII	28. VIII	29. VIII	30. VIII	31. VIII
Temperatura Temperatur	18,6	18,0	17,5	17,5	18,6	16,6	17,4	17,0	15,9	15,1
pH	6,9	7,0	7,1	7,1	7,0	7,0	7,0	6,9	6,9	7,0
Zasadowość $CaCo_3$ Alkalität mg/l	60	62	56	58	56	54	50	51	54	56
CO_2 mg/l	9,90	9,74	4,18	5,50	4,73	6,60	4,84	5,28	3,74	7,04
O_2 mg/l	7,87	8,69	8,96	8,48	7,94	8,19	8,13	7,52	8,80	8,96
$N—NH_4$ mg/l	0,04	0,04	0,04	0,06	0,06	0,06	0,08	0,06	0,06	0,06
$N—NO_2$ mg/l	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
$N—NO_3$ mg/l	0,075	0,075	0,060	0,050	0,050	0,070	0,070	0,040	0,050	0,030
PO_4 mg/l	0	śl.	śl.	śl.	0	0,010	0,010	0,010	0,010	0,020
Fe mg/l	0,250	0,250	0,275	0,250	0,300	0,250	0,250	0,250	0,360	0,360
K_2O mg/l	2,30	2,30	2,30	2,30	2,30	1,80	2,10	2,30	1,70	2,20
Utlenialność Sauer- O_2 mg/l stoffverbrauch	7,60	8,56	8,40	8,40	8,80	8,00	8,00	7,68	7,76	8,32
Barwa Farbe	35	35	40	40	35	35	40	40	40	40
Przeźroczystość Durchsichtigkeit (cm)	37	34	32	34	30	34	39	34	34	38

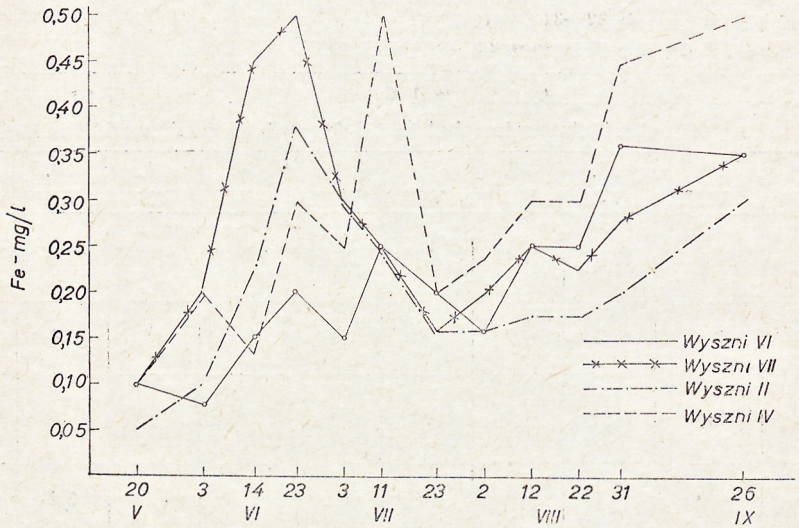
0 — nie wykryto — unnachweissbar śl. — ślady — Spuren

http://rcin.org.pl

i Wyszni IV (w okresie 22—31. VIII 1957) **Tab. III**
und Wyszni IV (in der Zeit vom 22—31. VIII 1957)

Wyszni IV	nawożony superfosfatem w 1 dawce i siarcz. amonu w 10 dawkach gedüngt mit Superphosphat in 1 Gabe und Ammoniumsulfat in 10 Gaben								
22. VIII	23. VIII	24. VIII	25. VIII	26. VIII	27. VIII	28. VIII	29. VIII	30. VIII	31. VIII
18,6	18,1	17,6	17,4	18,7	16,4	17,2	17,3	15,9	15,0
7,0	6,9	7,2	7,2	7,3	7,0	7,0	6,9	6,9	6,9
56	60	52	54	54	55	51	52	56	55
7,15	7,70	4,18	6,60	4,40	5,06	5,28	6,16	5,28	6,60
8,38	8,38	9,66	9,25	9,79	9,09	8,70	8,19	8,32	8,32
0,09	0,24	0,08	0,08	0,06	0,06	0,06	0,05	0,05	0,06
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0,100	0,100	0,100	0,100	0,075	0,075	0,070	0,060	0,100	0,050
0,040	0,040	0,030	0,030	0,020	0,020	0,020	0,060	0,060	0,060
0,300	0,325	0,350	0,350	0,375	0,425	0,400	0,375	0,400	0,450
2,50	2,00	2,40	2,00	2,40	2,40	2,30	1,50	1,50	1,50
9,80	8,96	9,92	10,64	10,80	11,04	10,40	10,80	10,80	10,40
35	35	38	45	45	50	50	50	50	50
22	22	19	19	19	18	24	20	20	27

http://rcin.org.pl



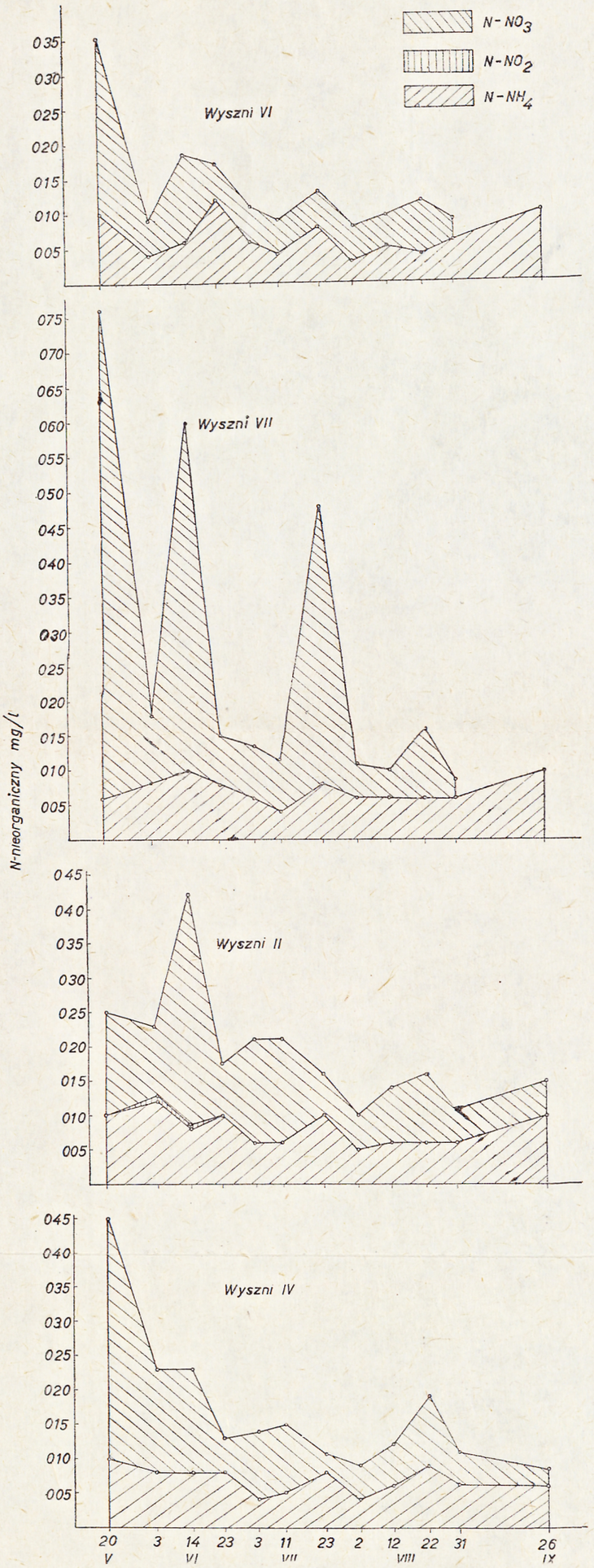
Ryc. 5. Wahania zawartości żelaza w wodzie stawu nie nawożonego i stawów nawożonych.
Abb. 5. Schwankungen des Eisengehaltes im Wasser des ungedüngten Teiches und der gedüngten Teiche.

w tym okresie były w wodzie stawów Wyszni VII i Wyszni IV. Maksima te nie zbiegały się jednak w czasie. Dużo mniejszy wzrost żelaza w tym okresie stwierdzono w stawie Wyszni II. W drugiej połowie lata po lipcowym spadku temperatury i równoczesnym spadku zawartości żelaza zaznacza się wzrost aż do jesieni. Zawartość żelaza w wodzie stawu nie nawożonego, Wyszni VI, nie wahała się w tak szerokich granicach jak w stawach nawożonych. Przez cały sezon wzrastała ona powoli, a amplituda wahań nie przekraczała 0,100 mg/l.

Składniki pokarmowe

Na wykresach (ryc. 6) przedstawiono sumę azotu mineralnego z zaznaczeniem jego form, wychodząc z założenia, że źródłem azotu dla roślin może być tak forma azotanowa, jak i amonowa. Nawożenie azotowe nie wywarło wyraźnego wpływu na zawartość formy amonowej poza tym, że w stawach nawożonych ilość NH_4 nie ulegała tak silnym wahaniom jak w stawie kontrolnym. W stawie Wyszni II, do którego dodano siarczan amonu jednorazowo, w dziewiątym dniu po nawożeniu była tylko nieznaczna zwyżka NH_4. Analiza wykonywana codziennie (tab. II i III, oraz ryc. 6a) wykazała, że NH_4 znika bardzo szybko. Już na drugi dzień po nawożeniu zawartość amoniaku spadała do przeciętnej ilości tego

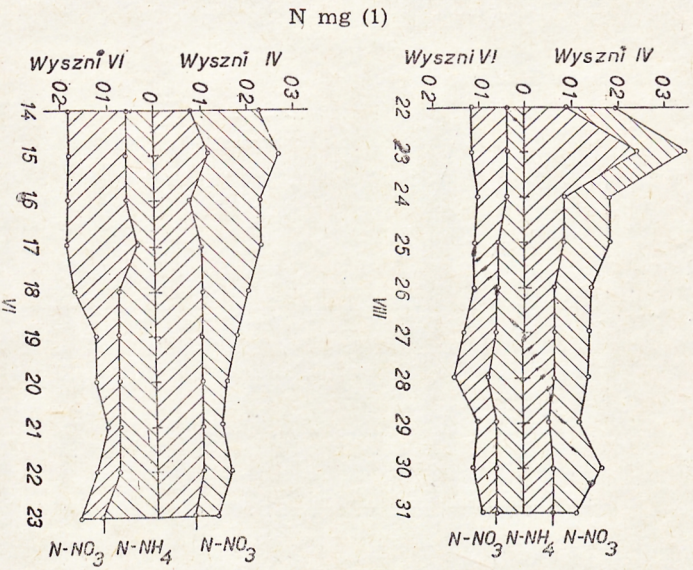
http://rcin.org.pl



Ryc. 6. Zawartość azotu nieorganicznego w wodzie stawu nie nawożonego i stawów nawożonych.

Abb. 6. Gehalt an unorganischem Stickstoff im Wasser des ungedüngten Teiches und der gedüngten Teiche.

http://rcin.org.pl



Ryc. 6a. Zawartość $N\text{-}NO_3$ i $N\text{-}NH_4$ w wodzie stawu nie nawożonego i stawu nawożonego
w okresie 14—23. VI. w okresie 22—31. VIII.
Abb. 6a. Gehalt an $N\text{-}NO_3$ und $N\text{-}NH_4$ im Wasser des ungedüngten und gedüngten Teiches
in der Zeit 14—23. VI. in der Zeit 22—31. VIII.

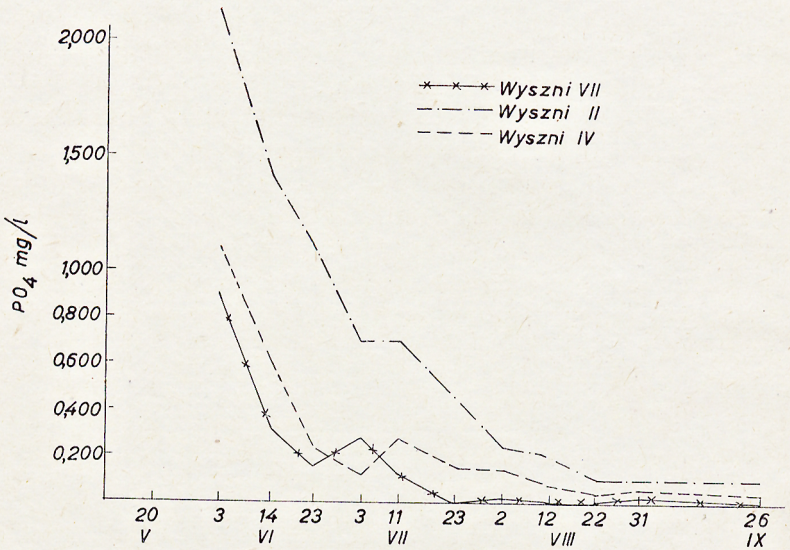
składnika. W okresie 14 — 23 czerwca ilość NH_4 w stawie nawożonym (Wyszni IV) była wyższa przez całe 10 dni niż w stawie kontrolnym. W sierpniu natomiast (22—31. VIII) od czwartego dnia po nawożeniu nie było zasadniczych różnic w ilości NH_4 w obu stawach (ryc. 6a).

W ciągu całego sezonu wegetacyjnego azotyny wykryto jedynie w stawie Wyszni II trzeciego i czternastego czerwca.

Najwyższa zawartość azotanów stwierdzono w stawie Wyszni VII, nawożonym wyłącznie superfosfatem. Ilość NO_3 w tym stawie wahała się od 0,025 do 0,700 mg/l ($N\text{-}NO_3$). Najniższą zawartość azotanów posiadała woda stawu kontrolnego. Od 23 czerwca krzywe azotanów w wodzie stawów Wyszni II i Wyszni IV były bardzo do siebie podobne. Wyższe nieco ilości azotanów stwierdzono także w stawie nawożonym (Wyszni IV) w obu okresach 10 dniowych (tab. II i III).

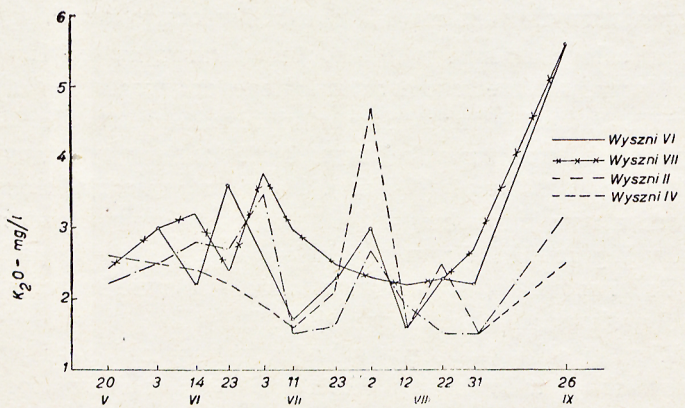
Kompleks, w skład którego wchodzą cztery badane stawy, posiada wodę bardzo ubogą w fosforany. Woda zasilająca te stawy posiada rzadko więcej niż 0,005 mg/l PO_4. W stawie Wyszni VI wykryto fosfor w bardzo małych ilościach tylko pod koniec sezonu wegetacyjnego. Szybkość znikania fosforu dodanego w postaci superfosfatu może być rozpatrywana

http://rcin.org.pl



Ryc. 7. Zawartość fosforu w wodzie stawu nawożonego superfosfatem i stawów nawożonych superfosfatem i siarczanem amonu.

Abb. 7. Gehalt an Phosphor im Wasser des mit Superphosphat gedüngten Teiches sowie in den mit Superphosphat und Ammonsulfat gedüngten Teichen.



Ryc. 8. Zawartość potasu w wodzie stawu nie nawożonego i stawów nawożonych.

Abb. 8. Gehalt an Kali im Wasser des ungedüngten Teiches und der gedüngten Teiche.

http://rcin.org.pl

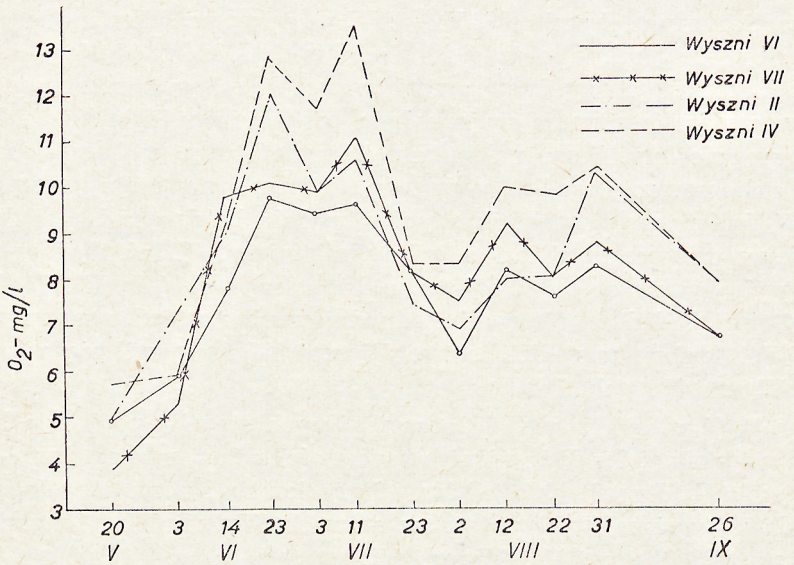
tylko w pierwszym okresie (20. V.—3. VI.), gdy po nawożeniu odpływy ze stawów były zamknięte, oraz w stawie Wyszni II, który nie jest przepływowy. Pozostałe stawy były przepływowe. W okresie zamknięcia odpływów szybkość znikania fosforu była bardzo różna mimo jednakowej dawki superfosfatu. Przy maksymalnej temperaturze w dniu 3. VII nastąpiło zahamowanie spadku zawartości fosforu, a nawet jej wzrost (ryc. 7). Ilość fosforu po nawożeniu stawów spadała bardzo szybko i dopiero od połowy czerwca spadek ten był powolniejszy. Widać to z wyników analiz wykonywanych codziennie w miesiącu czerwcu (tab. II). W okresie drugiej serii badań w odstępach jednodniowych nastąpił pewien wzrost zawartości fosforu w wodzie stawu Wyszni IV i pojawił się w wodzie stawu Wyszni VI (tab. III).

Zawartość potasu w wodzie poszczególnych stawów podlegała bardzo dużym wahaniom. Te duże różnice zawartości potasu nie są skorelowane z żadnym z badanych składników. Przy końcu sezonu wegetacyjnego stwierdzono wyższe ilości potasu w stawach Wyszni VI i Wyszni VII, niż w stawach Wyszni II i Wyszni IV.

Grupa składników efektywnych

Utlenialność w wodzie badanych stawów jak widać z ryc. 9 uzależniona była w dużej mierze od temperatury. Najniższą utlenialność posiadała woda stawu nie nawożonego (Wyszni VI), a najwyższą stawu nawożonego superfosfatem i siarczanem amonu w kilku dawkach. W stawie nie nawożonym i w stawie nawożonym superfosfatem w ciągu całego sezonu wegetacyjnego utlenialność układała się bardzo podobnie. Przy maksymalnej temperaturze w czerwcu nastąpił spadek utlenialności w stawach nawożonych siarczanem amonu. Przy niższej utlenialności wody stawów Wyszni VI i Wyszni VII spadek ten był nieznaczny. Po obniżeniu się temperatury wody do 24° C nastąpił wzrost utlenialności wody; dalszy jednakże spadek temperatury w lipcu spowodował silne obniżenie utlenialności wody we wszystkich stawach. W połowie sierpnia, mimo że temperatura była wysoka (ok. 25 °C), utlenialność wody nie osiągnęła poprzedniego maksimum. W obu seriach badań w odstępach jednodniowych utlenialność była wyższa w stawie nawożonym. W pierwszej serii (ryc. 9a) utlenialność w stawie Wyszni IV wzrastała przez cały badany okres, podczas gdy w serii sierpniowej po spadku utlenialności w dniu nawożenia następował wzrost tylko do piątego dnia po nawożeniu (ryc. 9b). W stawie nie nawożonym (Wyszni VI) utlenialność była dużo niższa.

http://rcin.org.pl



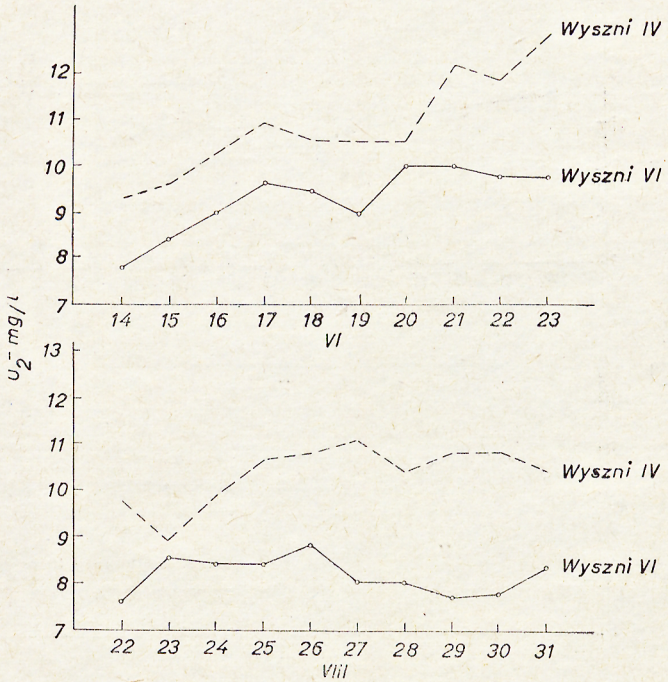
Ryc. 9. Utlenialność wody stawu nie nawożonego i stawów nawożonych.
Abb. 9. Sauerstoffverbrauch des Wassers des ungedüngten Teiches und der gedüngten Teiche.

Zawartość tlenu rozpuszczonego (ryc. 10) w okresie od 25 do 11. VII wahała się w dużych granicach w wodzie poszczególnych stawów. Po tym okresie była większa zgodność w przebiegu krzywych w zawartości tlenu. Największe wahania zaobserwowano w stawie Wyszni II, w którym różnica dochodziła do 10 mg/l. Duże wahania wystąpiły również w stawie Wyszni IV. Nie stwierdzono wyraźnego wpływu temperatury na zawartość tego składnika w wodzie, natomiast najwyższe ilości tlenu przypadały w okresach silnie alkalicznego odczynu wody. Zgodność w przebiegu krzywych odczynu wody z zawartością tlenu jest widoczna również z wyników analiz wykonywanych codziennie tak w serii czerwcowej (ryc. 10a), jak i sierpniowej (ryc. 10b).

Barwa wody wykazywała dużą zbieżność z temperaturą i utlenialnością (por. ryc. 1, ryc. 10 i ryc. 11). W miarę spadku temperatury wody obniżała się jej utlenialność i barwa. Barwa wody nie wzrastała przeto równomiernie w ciągu sezonu. W pierwszej połowie lata najniższą barwę posiadała woda w stawie nie nawożonym, a w drugiej połowie lata woda stawu Wyszni II.

Przeźroczystość wody (ryc. 12) w dużej mierze zależała od głębokości stawu. Najmniejsza przeźroczystość była w stawie Wyszni IV, który jest stosunkowo płytszy od pozostałych. Największa przeźroczystość była w stawie najgłębszym Wyszni II.

http://rcin.org.pl

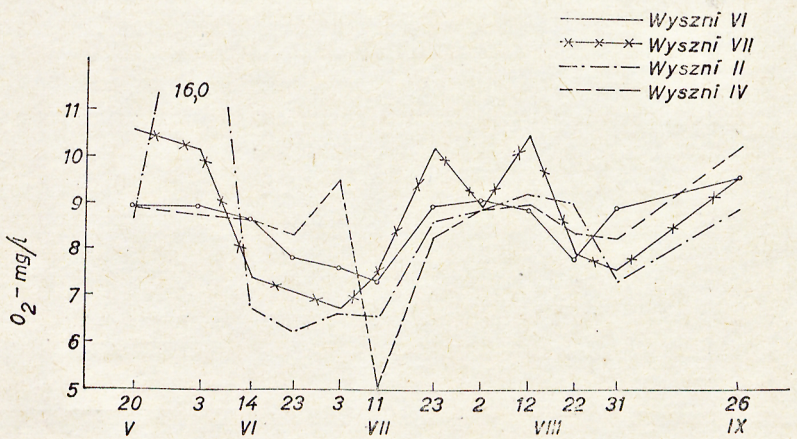


Ryc. 9a. Utlenialność wody stawu nawożonego i stawu nie nawożonego (w okresie 14—23. VI).

Abb. 9a. Sauerstoffverbrauch des Wassers im gedüngten und im ungedüngten Teiche (in der Zeit vom 14—23. VI).

Ryc. 9b. Utlenialność wody stawu nawożonego i stawu nie nawożonego (w okresie 22—31. VIII).

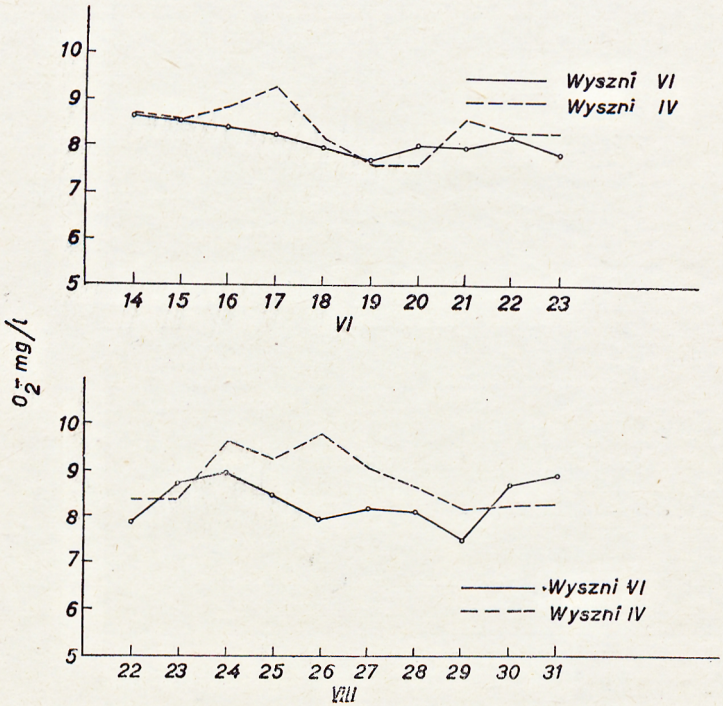
Abb. 9b. Sauerstoffverbrauch des Wassers im gedüngten und im ungedüngten Teich (in der Zeit vom 22—31. VIII).



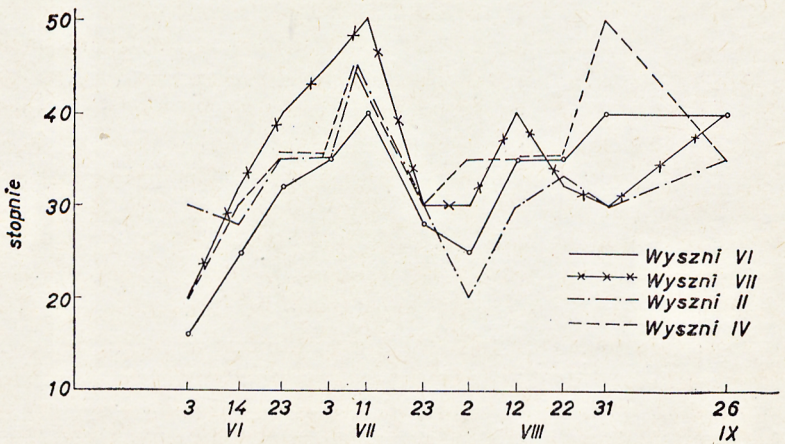
Ryc. 10. Zawartość tlenu w wodzie stawu nie nawożonego i stawów nawożonych.

Abb. 10. Sauerstoffgehalt des Wassers des ungedüngten Teiches und der gedüngten Teiche.

http://rcin.org.pl

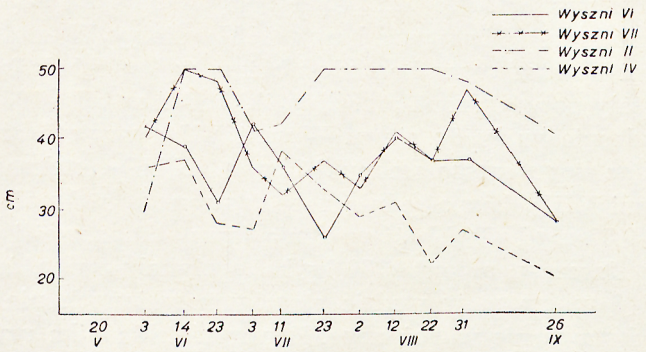


Ryc. 10a. Zawartość tlenu w wodzie stawu nie nawożonego i stawu nawożonego (w okresie 14—23. VI).
Abb. 10a. Sauerstoffgehalt des Wassers im ungedüngten und im gedüngten Teich (in der Zeit vom 14—23. VI).
Ryc. 10b. Zawartość tlenu w wodzie stawu nie nawożonego i stawu nawożonego (w okresie 22—31. VIII).
Abb. 10b. Sauerstoffgehalt des Wassers im ungedüngten und im gedüngten Teich (in der Zeit vom 22—31. VIII).



Ryc. 11. Barwa wody stawu nie nawożonego i stawów nawożonych.
Abb. 11. Farbe des Wassers des ungedüngten Teiches und der gedüngten Teiche.

http://rcin.org.pl



Ryc. 12. Przeźroczystość wody stawu nie nawożonego i stawów nawożonych.
Abb. 12. Durchsichtigkeit des Wassers im ungedüngten Teiche und in den gedüngten Teichen.

Omówienie wyników

Z zachowania się poszczególnych czynników wynika, że nawożenie azotowe w postaci siarczanu amonu wywarło wpływ na zawartość tych czynników w wodzie badanych stawów. Wpływ ten nie zaznaczył się jednakże wyraźnie i długotrwale na zawartości form azotu mineralnego w wodzie. Grupa amonowa w wodzie stawów nawożonych siarczanem amonu znikała bardzo szybko zaraz po nawożeniu.

Przy dawce 3 kg/ha N (około 0,3 mg/l) zawartość kationu NH_4 spadała w wodzie stawu Wyszni IV już na drugi dzień do przeciętnej zawartości tego składnika (ryc. 6 a). Wobec braku azotynów należałoby przypuszczać, że forma amonowa była szybko asymilowana przez wodne organizmy roślinne bez uprzedniej nitryfikacji. O szybkim pobieraniu tej formy azotu świadczyło również znaczne obniżenie się odczynu wody w dniu nawożenia stawu (ryc. 2 a i ryc. 2 b). W wodzie stawów nawożonych dodatkowo siarczanem amonu utrzymywała się przewaga azotanów w porównaniu ze stawem kontrolnym, co przemawiałoby również za pobieraniem azotu raczej z formy amonowej. Najwyższą zawartość azotanów stwierdzono w wodzie stawu Wyszni VII nawożonego samym superfosfatem. Nie można jednak dopatrywać się przyczyny wzrostu zawartości azotanów w wodzie tego stawu w pośrednim działaniu nawożenia fosforowego. Staw Wyszni VII otrzymywał wodę bezpośrednio z doprowadzalnika, która jest bogata w azotany. Na wiosnę w okresie napełniania stawów woda w doprowadzalniku zawierała 1,0 mg/l $N\text{-}NO_3$, ta sama ilość była stwierdzona przy końcu okresu wegetacyjnego. Trzy pozostałe stawy nie otrzymywały wody z donośnika, ale z innych stawów.

http://rcin.org.pl

Ponieważ azotany w wodzie donośnika po przyjściu do stawów ulegają szybkiemu zanikowi (Stangenberg 1937), stawy Wyszni VI, Wyszni II i Wyszni IV otrzymywały wodę uboższą w ten składnik. Przypuszczenia te zostały potwierdzone przez wyniki badań w roku 1958. Po zmianie doprowadzenia wody do stawu Wyszni VII zawartość azotanów nie przekraczała w ciągu całego sezonu 0,15 mg/l $N\text{-}NO_3$, podczas gdy woda stawu (Wyszni VIII), bezpośrednio zaopatrywanego z donośnika, zawierała średnio 0,50 mg/l. Szybkość znikania formy amonowej i stosunkowo niska dawka siarczanu amonu (150 kg/ha) wpłynęły na to, że zawartość mineralnych form azotu w wodzie stawów nawożonych nie różniła się zasadniczo od stawu nie nawożonego. Zawartość składnika uzupełnianego przez nawożenie niekoniecznie musi być wyższa od zawartości tego składnika w stawie nie nawożonym, ponieważ analiza chemiczna wody określa stan poszczególnych składników w momencie pobrania prób wody, nie ujmuje natomiast ogólnej ilości tych składników. Przy masowym rozwoju planktonu ilość uzupełnionego składnika jest niekiedy dużo niższa niż w stawie nie nawożonym.

Nawożenie siarczanem amonu wywarło duży wpływ na szybkość znikania fosforu. W pierwszym okresie badań, w którym stawy były zamknięte ilość fosforu w wodzie była bardzo różna, mimo jednakowej ilości superfosfatu dodanego do stawów. Najwyższą zawartość stwierdzono w tym stawie, w którym zastosowano całą dawkę siarczanu amonu (Wyszni II). Przy równoczesnym stosowaniu nawożenia fosforowego i azotowego zmniejsza się prawdopodobnie zapotrzebowanie organizmów roślinnych na fosfor. Doświadczenia rolnicze z różnym stosunkiem składników pokarmowych wykazały, że udział fosforu w podniesieniu plonu jest różny i zależy od ilości azotu; im więcej jest azotu, tym udział ten jest bardziej względny (Buchner 1956). Przy jednostronnym nawożeniu fosforowym stawów konieczne było stosowanie tzw. dawki „progowej" wynoszącej około 35 kg/ha P_2O_5, dawki mniejsze nie wpływały na zwiększenie przyrostu ryb. Przy braku azotu konieczny był udział wysokiej zawartości fosforu. Szybkość znikania fosforu przy stosowaniu samego nawożeniu fosforowego jest duża, tak że po czterech tygodniach od nawożenia fosfor nie jest już wykrywany (Müller 1956). Z interpretacji krzywej zaniku fosforu w wodzie stawu Wyszni II (ryc. 7) wynika, że stosowanie superfosfatu w jednej dawce nie jest celowe. Produkcja biologiczna w stawie nie jest zależna od wysokiej zawartości fosforu, ale od stałej jego obecności w wodzie (Stangenberg 1937). Dlatego też bardziej racjonalne byłoby stosowanie superfosfatu w dwóch dawkach, jednej na wiosnę i drugiej w połowie lipca. Przy takim podziale dawki nawozu fosforowego i stosowaniu intensywnego nawożenia azotowego uda się prawdopodobnie obniżyć ilość koniecznego nawozu

http://rcin.org.pl

fosforowego. Ma to duże znaczenie z ekonomicznego punktu widzenia, zwłaszcza dla tych krajów, które nie posiadają własnych surowców do produkcji nawozów fosforowych.

W stawach nawożonych zaobserwowano w 12 dniu po nawożeniu podniesienie się odczynu wody. Równocześnie w stawach tych spadała zasadowość. Nieznaczny wzrost *pH* nastąpił w tym okresie także w stawie nie nawożonym.

Odczyn wody jest zależny od kompleksu $Ca(HCO_3)_2 + CO_2$ i $CaCO_3$. Ponieważ kwaśny węglan wapnia może istnieć tylko przy odpowiedniej ilości CO_2, a ten jest pobierany przez rośliny wodne, przeto $Ca(HCO_3)_2$ rozpada się na CO_2 i $CaCO_3$, który wytrąca się z wody powodując obniżenie zasadowości i wzrost odczynu wody (Schäperclaus 1926, Ebeling 1931, Pia 1933). Zmianom tym towarzyszy duża zawartość tlenu. Przy masowym rozwoju fitoplanktonu może nastąpić wysokie podniesienie odczynu wody, jak to miało miejsce w stawie Wyszni II. Tak silnie alkaliczne środowisko spotyka się tylko w stawach o bardzo wysokiej zawartości składników pokarmowych (Schäperclaus 1957). Zaraz po nawożeniu stawów siarczanem amonu odczyn wody spadał, widać to z wyników analizy wykonywanej codziennie (ryc. 2a i ryc. 2b). Na stawie Wyszni IV nawożonym siarczanem amonu w dziesięciu dawkach nie uchwycono, poza tymi dwoma seriami badań, wahań odczynu wody, ponieważ okres dziesięciu dni między jednym a drugim analizowaniem wody był za długi. Spadek odczynu w dniu nawożenia siarczanem amonu wywołany był szybkim zanikiem kationu NH_4 i uwalnianiem anionu SO_4, który łącząc się z wapniem powodował dodatkowe obniżenie zasadowości wody. Po krótkotrwałym obniżeniu *pH* następował jego wzrost na skutek wzmożonej asymilacji.

Wobec krótkotrwałego wpływu nawożenia azotowego na zawartość form azotu mineralnego i wobec krótkich okresów wysokich wskaźników fotosyntezy (odczyn i zawartość O_2) wydaje się, że przyjęta dawka azotu 30 kg/ha jest za niska.

Z porównania wykresów odczynu wody i zawartości tlenu rozpuszczonego wynika, że oba te czynniki są ważnymi wskaźnikami oceny działania stosowanych nawozów. Ilość produkowanego tlenu przy fotosyntezie może być wskaźnikiem tworzenia się związków organicznych tylko przy umiarkowanej utlenialności i braku nierozłożonej masy roślinnej, w przeciwnym bowiem wypadku cała zawartość tlenu wydzielonego przy fotosyntezie może być użyta na utlenianie substancji organicznej. Silnemu spadkowi zawartości tlenu w wodzie stawu Wyszni IV w dniu 11. VII towarzyszył wzrost zawartości dwutlenku węgla, obniżenie odczynu wody i najwyższa, jaką stwierdzono w tym stawie, utlenialność wody. Takie ułożenie wyżej wymienionych czynników było wywołane

http://rcin.org.pl

prawdopodobnie silnym rozkładem organizmów po zakwicie planktonowym, o którym świadczyło odwrotne ustosunkowanie tychże czynników w terminie poprzednim (3. VII).

Drugi składnik gazowy CO_2 jest mniej dokładnym wskaźnikiem, gdyż nie można stwierdzić, jak wielki jest niedobór przy jego zaniku w dzień, jak również trudno jest rozgraniczyć ilość wydzielonego dwutlenku węgla w procesach mikrobiologicznych i przy oddychaniu roślin niższych.

Z badaniem zawartości składników gazowych w wodzie wiąże się pora dnia, w której należy pobierać próby wody. Ze względu na tlen, a może i inne składniki, należałoby pobierać wodę do analiz w okresie maksimum tlenowego i minimum CO_2 przypadającego po południu między godziną 14—15 (B o m b ó w n a 1956). Jeszcze dokładniejszy obraz uzyskałoby się przez powtórne pobranie prób przy odwrotnym ustosunkowaniu obu tych składników, które przypada rano w godzinach 3—5.

Nawożenie azotowo-fosforowe wywarło duży wpływ na utlenialność wody w badanych stawach. Szczególnie korzystnym okazało się nawożenie siarczanem amonu w dziesięciu dawkach. Utlenialność wody wskazuje na szybkość rozkładu materii organicznej i przechodzenie do wody produktów niecałkowitego rozkładu. Dużą rolę przy procesach rozkładu odgrywa temperatura wody, jak to widać z wykresów temperatury i utlenialności (ryc. 1 i ryc. 9). Przy temperaturze wody ponad 20° C następowało nagromadzenie produktów niecałkowitego rozkładu, a tym samym wzrost utlenialności. Natomiast w temperaturze maksymalnej (26 °C) substancja organiczna ulegała szybko całkowitemu rozkładowi do składników mineralnych. Tu leży prawdopodobnie przyczyna załamania się krzywych spadku fosforu w wodzie stawu Wyszni II (3—11. VII), czy nawet wzrostu ilości fosforu w wodzie w tym okresie w stawie Wyszni IV. Obniżenie temperatury o prawie 2 °C (11. VII) hamowało widocznie rozkład całkowity (wzrost utlenialności wody w tym okresie). Jednakże dalszy spadek temperatury wody do 18 °C pociągnął za sobą obniżenie utlenialności, wynikającej już nie z szybkiego utleniania materii organicznej, ale raczej z zahamowania procesu rozkładu. Utlenialność wody w stawach nawożonych była wyższa niż w stawie nie nawożonym; podobne wyniki uzyskał S t a n g e n b e r g (1942). Utlenialność wody w stawach jako wskaźnik szybkości rozkładu materii organicznej może być zatem i wskaźnikiem efektywności działania stosowanego nawozu. Nie można jednakże tego uogólniać na wszystkie wody, a przede wszystkim na wody silnie zanieczyszczone ściekami przemysłowymi i wody z torfowisk, które mimo bardzo wysokiej utlenialności są mało żyzne. Chodzi tu o trujące działanie produktów powodujących utlenialność wody zanieczyszczonej ściekami i szkodliwe działanie dużego stężenia rozpuszczonych kwasów próchnicowych w wodzie z torfowisk. Według G u-

http://rcin.org.pl

mińskiego (1947) kwas huminowy w małym stężeniu (0,005 ‰) działa bardzo korzystnie na podział komórek fito- i zooplanktonu; duże jednakże stężenie kwasów próchnicowych działa silnie trująco na niższe organizmy wodne.

Wyższej utlenialności odpowiadała na ogół silniejsza barwa wody i mniejsza przeźroczystość, a więc już po barwie i przeźroczystości można sądzić o efekcie działania nawozu.

Nawożenie azotowo-fosforowe nie miało wpływu na zawartość potasu w wodzie badanych stawów. Jedyną zgodność w przebiegu krzywych zawartości potasu stwierdzono w ostatnim okresie badań, co związane jest z zahamowaniem pobierania potasu przez rośliny i większą zawartością potasu wymiennego w dnie stawów. Potas zachowywał się zupełnie inaczej niż fosfor i azot w czasie sezonu wegetacyjnego. Mimo dużych wahań w jego zawartości ilość potasu nie spadała niżej 1,5 mg/l K_2O. Wobec małej ilości prac badawczych nad tym składnikiem trudno jest ocenić, czy ilość ta jest wystarczająca do wysokiej produkcji biologicznej stawu. Według Hölla (1951) ilości potasu (1—2 mg/l K) występujące w wodach naturalnych są za niskie do intensywnego rozwoju fito- i zooplanktonu.

Pośredni wpływ nawożenia azotowo-fosforowego zaznaczył się na występowaniu żelaza w wodzie. W stawach nawożonych wystąpiły większe ilości żelaza i większe wahania w jego zawartości. Występowanie żelaza było do pewnego stopnia skorelowane z zawartością dwutlenku węgla, odczynem wody i zawartością tlenu (odnośnie do tych dwóch czynników korelacja była ujemna). Wzrost zawartości żelaza ku jesieni, jaki zaznaczył się w wodzie badanych stawów, był powodowany nie tylko przez dużą ilość dwutlenku węgla, ale także przez zwiększanie się ilości żelaza wymiennego w dnie stawu (Wróbel 1958).

Wnioski

Z przeprowadzonych badań można by wysnuć następujące wnioski:

1. Nawożenie siarczanem amonu nie wpłynęło na trwające przez dłuższy czas zwiększenie ilości formy amonowej azotu w wodzie. Przy nawożeniu tym nawozem utrzymywała się jedynie lekka przewaga azotanów w porównaniu ze stawem nie nawożonym.
2. Szybkie znikanie formy amonowej i brak azotynów wskazywałyby na wykorzystywanie przez roślinne organizmy wodne formy amonowej jako źródła azotu.
3. Ilość stosowanego azotu 30 kg/ha okazała się za niska, by mogła przez dłuższy czas wpływać na podniesienie zawartości mineralnych form azotu i na wzrost wskaźników fotosyntezy.

http://rcin.org.pl

4. Nawożenie siarczanem amonu obniżyło odczyn i zasadowość wody, wobec czego stawy nawożone tym nawozem muszą być intensywnie wapnowane.
5. Przy nawożeniu stawów nawozami azotowymi i fosforowymi dawka nawozów fosforowych mogłaby być zmniejszona.
6. Nawozy fosforowe należałoby stosować przynajmniej w dwóch dawkach (jedna w połowie maja, a druga w połowie lipca).
7. Odczyn wody, zasadowość, tlen rozpuszczony i utlenialność mogą być uważane za wskaźniki działania stosowanych nawozów.

Byłoby dobrze, gdyby doświadczenia nad stosowaniem nawozów azotowo-fosforowych podjęte były w różnych okolicach Polski. Wyniki kilkunastu doświadczeń z różnych rejonów przyczyniłyby się do szybszego opracowania zasad nawożenia stawów.

Na zakończenie składam podziękowanie Panu Prof. Dr Karolowi Starmachowi, kierownikowi Zakładu Biologii Wód PAN za cenne rady przy wykonywaniu tej pracy, oraz Panu Janowi Brodzie, dyrektorowi Zespołu Gospodarstw Doświadczalnych PAN w Ochabach za sprawną organizację prac związanych z nawożeniem stawów.

LITERATURA

Bombówna M., 1956. Sezonowe i dobowe zmiany pH, alkaliczności i tlenu rozpuszczonego w wodzie stawów rybnych. Biuletyn Zakładu Biologii Stawów PAN. 3. 111—130.

Buchner A., 1956. Betrachtungen zum Nährstoffverhältnis der Mineraldüngung dargestellt am Getreide. Plant and Soil. 7. 4.

Czensny R., 1919. Chemische Untersuchungen des Teichwassers. Zeitschr. f. Fischerei. 20. 60—132.

Danielewski S., 1957. Badania nad wpływem mineralnego nawożenia azotowego na niektóre czynniki środowiska wodnego. Roczniki Nauk Rolniczych. 72. B. 2. 369—384.

Demoll R., 1925. Teichdüngung im Demoll-Maier Handbuch der Binnenfischerei Mittel-Europas. 4. 53—160.

Ebeling G., 1931. Veränderungen in Chemismus eines Teichwassers bei der Behandlung mit Ätzkalk. Zeitschr. f. Fischerei. 29. 283—296.

Fischer H., 1916. Über Denitrifikation in Teichen und ihre praktische Bedeutung. Zeitschr. f. Fischerei. 2. 1—50.

Fischer H., 1919. Ergebnisse der Wielenbacher Teichdüngungsversuche der Jahre 1916, 1917 und 1918. Fischerei Ztg. 22. 10. 91—94.

Gessner F., 1935. Phosphat und Nitrat als Produktionsfaktoren der Gewässer. Verhandl. d. Intern. Ver. f. theoret. u. angew. Limnol. 7.

Gumiński S., 1947. Stymulujące i trujące działanie kwasu humusowego na organizmy niższe. Acta Soc. Bot. Poloniae. 17. 1. 91—117.

http://rcin.org.pl

Hofer B., 1915. Teichdüngungsversuche. Allg. Fischerei Ztg. 1913—1915.
Höll K., 1951. Über den Kaliumgehalt der Gewässer. Verhandl. d. Intern. Ver. f. theoret. u. angew. Limnol. 21. 137—143.
Iljin W., 1958. Sposoby zwiększenia wydajności stawów rybnych. (tłumacz. z ros.) Warszawa. Państw. Wyd. Rol. i Leśne.
Just J., Hermanowicz W., 1955. Fizyczne i chemiczne metody badania wody do picia i potrzeb gospodarczych. Warszawa, Państw. Zakł. Wyd. Lek.
Kulmatycki W., 1922. Nawożenie wód rybnych. Poznań.
Mizerski M., 1932. Przyczynki do ustalenia zasad nawożenia stawów. Przegląd Rybacki. 17—18, 332—336; 23—24, 433—437.
Mizerski M., 1933. Przyczynki do ustalenia zasad nawożenia stawów. Przegląd Rybacki. 1. 5—12.
Movčan V. A., 1955. Kompleksnaja intensifikacija i eksperimentalno-ekologičeskije raboty v prudovom rybovodstvie. Vopr. Prud. Rybov. Choz. USSR. Kiev. 3—36.
Müller W., 1958. Die Teichversuche des Jahres 1957 in Königswartha. 1. Düngungsversuche mit Kalk, Phosphat und ihrer Kombination. Deutsche Fischerei Ztg. 4. 115—118.
Pia J., 1939. Kohlensäure und Kalk. Die Binnengewässer. 13.
Prianišnikov D. A., 1952. Izbrannye sočinenija. I. Moskva. Gosud. Izdat. Sell. Choz. Lit.
Przyłęcki H., 1954. Badanie wody, ścieków, osadów i gazów w zakresie techniki sanitarnej. 1. Badania fizyczne i chemiczne. Warszawa. Państw. Wyd. Tech.
Przyrodniczo-Genetyczna Klasyfikacja Gleb Polskich. P.T.G. 1956. Rocz. Nauk Roln. 74. D. 38—41.
Schäperclaus W., 1926. Die örtliche Schwankungen der Alkalinität und des pH's, ihre Ursachen, ihre Beziehungen zueinander und ihre Bedeutung. Zeitschr. f. Fischerei. 24. 71—95.
Schäperclaus W., 1957. Ursache und Auswirkungen der Frühjahr — pH — Werterhöhung in Karpfenteichen. Zeitschr. f. Fischerei u. d. Hilfswiss. 3/4.
Stangenberg M., 1938. Warunki produkcji w stawach. 1. Skład chemiczny wody stawów. Inst. Bad. Lasów Państw. 34. A.
Stangenberg M., 1942. Die Produktionsbedingungen in den Teichen. III Chemische Zusammensetzung des Oberflächenwassers der mit Superphosphat gedüngten und nichtgedüngten Karpfenteichen während der Zuchtsaison. Arch. f. Hydrobiol. 32. 525—572.
Starmach K., 1954 a. O potrzebie szczegółowych badań stawów rybnych. Kosmos. 2 (7). 158—172.
Starmach K., 1954 b. Metody badań środowiska stawowego. Biuletyn Zakładu Biologii Stawów PAN. 2. 10—21.
Starmach K., 1958. Wydajność stawów nowożonych superfosfatem w Gospodarstwach Doświadczalnych PAN w Ochabach w latach 1952—1956. Biuletyn Zakładu Biologii Stawów PAN. 6. 83—97.
Wehr S., Sosnowski Z., 1939. Próby nawozowe w stawach Żeromina. Przegląd Rybacki. 4. 154—160.
Weimann R., 1935. Chemisch-biologische Untersuchungen an einem Teiche. Arch. f. Hydrobiol. 28. 619—658.
Willer A., 1919. Verhalten des Salpeters in Teichen. Zeitschr. f. Fischerei. 20. 148—156.

http://rcin.org.pl

Vinberg G. G., 1952. Biologičeskije osnovy mineralnogo udobrenija rybovodnych prudov. Usp'echi Sovr. Biol. 34. 52—81.
Wróbel S., 1958. Próby wyjaśnienia zmian chemicznych zachodzących w dnie stawów pod wpływem corocznego zimowego osuszania. Biuletyn Zakładu Biologii Stawów PAN. 6. 97—108.
Wunder W., Utermöhl H., Ohle W., 1935. Untersuchungen über die Wirkung von Superphosphat bei der Düngung grosser Karpfenteiche. Zeitschr. f. Fischerei. 33. 555—613.

Adres autora — Anschrift des Verfassers
mgr inż. Stanisław Wróbel
Zakład Biologii Wód PAN, Kraków, ul. Sławkowska 17.

ZUSAMMENFASSUNG

Die Anstalt für Teichbiologie der Poln. Akademie der Wissenschaften führte auf Veranlassung von Professor Dr K. Starmach seit dem Jahre 1952 eingehende Untersuchungen über den Einfluss der Teichdüngung mit mineralischen Düngemitteln durch. Die ersten Versuche betraffen die Teichdüngung mit Superphosphat. Da jedoch die, eine Reihe von Jahren, angewandte Phosphordüngung eine weitere Steigerung der Teicherträge nicht erhoffen liess, wurde nun in Weiterbehandlung dieses Themas die Düngung mit Stickstoff (schwefelsaurem Ammonium) und mit Phosphor versucht. Die diesbezüglichen chemischen und biologischen Untersuchungen wurden im Jahre 1957 in der Versuchsteichwirtschaft Gołysz (Kreis Cieszyn) des Institutes für Biologie der Gewässer der Poln. Akademie der Wissenschaften durchgeführt. Vorliegende Arbeit befasst sich mit Untersuchungen des ersten Produktionsgliedes, nämlich mit den mineralischen Salzen. Die biologischen Untersuchungen, welche sich mit dem Einflusse und den Folgeerscheinungen der Düngung auf die Organismenwelt befassen, bilden den Stoff für andere Arbeiten.

Zu den hier beschriebenen Versuchen wurden 4 Teiche benützt die folgende Behandlung erfuhren: Teich Wyszni VI nicht gedüngt, Wyszni VII nur mit Superphosphat in einer Gabe gedüngt, Wyszni II mit Superphosphat und schwefelsaurem Ammonium in einer Gabe gedüngt, Wyszni IV mit Superphosphat in einer Gabe und schwefelsaurem Ammonium in 10 Gaben alle 10 Tage gedüngt. Die verabfolgten Mengen betrugen 35 kg P_2O_5 und 30 kg N je 1 ha. Die Teiche Wyszni II, IV und VII waren in den vorhergehenden Jahren mit gleichgrossen Gaben von Superphosphat gedüngt worden. Alle angeführten Teiche erhielten ständig vor der Bespannung im Frühjahr 2,5—3,0 dz Düngekalk pro 1 ha. Der Teich Wyszni VI erhielt sein Wasser aus dem Teiche Wyszni VII, doch wurde er nie unmittelbar gedüngt und bildet so den Kontrollteich für diese Versuche.

Alle Teiche wurden am 20—21 Mai 1957 mit Superphosphat gedüngt und an den gleichen Tagen wurde die Düngung mit schwefelsaur. Amm. nach dem bereits angegebenen Schema durchgeführt. Während der ganzen Vegetationsperiode wurden die chemischen Wasseranalysen unternommen. In den Teichen Wyszni VI und IV wurden zwei Serien von Untersuchungen in täglichen Abständen zwischen 2 aufeinanderfolgenden Düngungen des Wyszni IV mit schwefelsaur.

http://rcin.org.pl

Amm. durchgeführt. Aus den Teichen wurde jeweils eine Wasserprobe in Entfernung 10—15 m vor dem Ablassmönch und in 30 cm Wassertiefe entnommen und zwar immer zwischen 10 und 12 Uhr mittags, worauf sofort die chemischen Analysen durchgeführt wurden. Es wurde die Wassertemperatur gemessen und folgende Bestimmungen ermittelt: *pH*, die Alkalität, CO_2, O_2, $N—NH_4$, $N—NO_2$, $N—NO_3$, PO_4, K_2O, Fe, der Sauerstoffverbrauch *), ferner die Farbe und die Durchsichtigkeit des Wassers.

Zur Beschreibung der Auswirkung der Düngung auf die chemische Zusammensetzung des Wassers wurden die massgebenden Faktoren in 3 Gruppen eingeteilt: 1) die Begleitumstände, u. z. die Temperatur, *pH*, Alkalität, CO_2 und Fe; 2) die trophischen Merkmale, N, P, K; und 3) die Folgeerscheinungen: O_2, Sauerstoffverbrauch, die Farbe und die Durchsichtigkeit des Wassers. Einige dieser Elemente so z. B. CO_2 gehören zu zwei Gruppen. Um das Verhalten einiger Faktoren augenscheinlicher darzustellen, wurde neben den Diagrammen für die ganze Saison auch ein solches für die in täglichen Abständen ermittelten Ergebnisse dargestellt.

Der Verlauf der Temperatur (Abb. 1) war im Jahre 1957 ungünstig, da nach einer sehr warmen Periode im Juni (bis zu 26° C) plötzlich im Juli ein bedeutender Temperatursturz (bis zu 18° C) erfolgte, der einen unvorteilhaften Einfluss auf einige Faktoren ausübte. Der *pH*-Wert des Wassers verhielt sich verschieden in den untersuchten Teichen (Abb. 2). In dem Teiche, in welchen einmalig Superphosphat und schwefelsaur. Ammon. angewendet wurde, erfolgte nach 2 Wochen ein Anstieg des *pH*-Wertes bis zu 9,5; zu gleicher Zeit wurde auch ein solcher Anstieg in den übrigen Teichen vermerkt, wobei den niedrigsten *pH*-Wert das Wasser des Kontrollteichs aufwies. Während des zweiten Temperatur-Maximums im August erfolgte neuerdings ein Anstieg des *pH* in den gedüngten Teichen, wobei den höchsten Wert das Wasser des nur mit Superphosphat gedüngten Teiches ergab. Bei den serienweise in eintägigen Abständen durchgeführten Untersuchungen fiel am Tage der Düngung mit schwefelsaur. Ammon. der *pH*-Wert unter 7, um daraufhin wiederum anzusteigen (Abb. 2a und 2b). Beim Vergleich der *pH*-Werte des Wassers ergibt sich, dass dieser in den mit schwefelsaur. Amm. gedüngten Teichen (ausser dem im Teiche Wyszni II am 3. VI gefundenen hohen Werte) niedriger war, als in den nur mit Superphosphat gedüngten sowie im Kontrollteiche.

Die Alkalität des Wassers war insbesondere in der 1-ten Hälfte des Sommers ebenfalls niedriger in den mit schwefelsaur. Amm. gedüngten Teichen (Abb. 3). Am Tage des hohen *pH*-Wertes (3. VI) wurde ein Absinken der Alkalität festgestellt, welche den tiefsten Wert im Teiche Wyszni II aufwies. Im Vergleiche zu dem Kontrollteiche war die Alkalität niedriger im Wasser des Teiches Wyszni IV, wie dies aus den Diagrammen ersichtlich ist (Abb. 3a u. 3b).

Das Kohlendioxyd war der am wenigsten stabile Bestandteil des Wassers der untersuchten Teiche (Abb. 4). Nur in der Zeit vom 12—22. VIII wurde in allen Teichen eine Übereinstimmung bezüglich des Gehaltes an CO_2 festgestellt, zu anderen Zeitpunkten jedoch waren die ermittelten Werte in den einzelnen Teichen verschieden.

Der Eisengehalt des untersuchten Wassers überstieg nur selten 0,5 mg/l. Bis zu dem Temperatursturz im Juli waren die ermittelten Mengen sehr verschieden (Abb. 5), wobei den geringsten Eisengehalt das Wasser des Kontrollteiches

*) als O_2 in mg/l.

http://rcin.org.pl

aufwies. In der 2-ten Sommerhälfte machte sich eine grössere Übereinstimmung des Eisengehaltes bemerkbar, der sich bis zu dem Herbste steigerte. Die Stickstoff-Phosphor-Düngung hatte auf den Eisengehalt mittelbaren Einfluss, in den gedüngten Teichen traten grössere Mengen von Eisen auf aber auch grössere Schwankungen in seinem Gehalte. Das Auftreten von Eisen stand in gewisser Hinsicht in Korrelation mit dem CO_2-Gehalte, mit dem *pH*-Werte und dem Gehalt an O_2; in Bezug auf beide Letzteren war die Auswirkung negativ. Der Anstieg des Eisengehaltes zum Herbste hin wurde nicht nur von grösseren Mengen an CO_2, aber wahrscheinlich auch infolge grösseren Anteils an Austauscheisen aus dem Teichgrunde veranlasst.

Die Düngung mit Stickstoff hatte keinen deutlichen oder beständigen Einfluss auf den Gehalt an mineralischem Stickstoff im Teichwasser (Abb. 6). Bei Düngung mit schwefelsaur. Ammon. verschwand die Ammongruppe sehr schnell, gleich nach dem Ausstreuen (Abb. 6 a). Der rasche Schwund von NH_4 und das Auftreten von freien Jonen SO_4 verursachte eine Verminderung des *pH*-Wertes und die Verbindung der SO_4-Jonen mit Kalk hatte ausserdem die Herabsetzung der Alkalität zu Folge. Daher war der *pH*-Wert und die Alkalität des Wassers in den mit schwefelsaur. Ammon. gedüngten Teichen niedriger. Das rasche Verschwinden der Ammongruppe und das Fehlen der Nitrite (Tab. II und III) würden dahin deuten, dass die Ammonform bald durch die Organismen der Wasserpflanzen ohne vorhergehende Nitrifikation assimiliert worden ist. In dem mit schwefelsaur. Ammon. gedüngten Teichwasser überwiegt die Gruppe der Nitrate im Vergleich zu dem nicht gedüngten Teiche, was ebenfalls für die Aufnahme des Stickstoffes aus der Ammonform sprechen würde. Der höchste Gehalt an Nitraten, welcher in einem mit Superphosphat gedüngten Teiche festgestellt worden war, war nicht durch den unmittelbaren Einfluss der Phosphordüngung verursacht, weil dieser Teich sein Wasser direkt aus dem Zuleiter, der reich an Nitraten ist, erhält.

Die Düngung mit Ammoniumsulfat hatte grossen Einfluss auf das rasche Verschwinden des Phosphors. In dem ersten Stadium der Teichbespannung, da die Abflüsse geschlossen waren, war der Phosphorgehalt im Wasser sehr unterschiedlich, obwohl die verabfolgten Superphosphatmengen die gleichen waren. Im Kontrollteiche wurde Phosphor erst am Ende der Vegetationsperiode vorgefunden. Der höchste P-Gehalt wurde in dem Teiche festgestellt, in welchem eine einmalige Düngung mit schwefelsaur. Ammon. stattgefunden ist; am Ende der Saison betrug der Gehalt an PO_4 noch 0,1 mg/l. Bei gleichzeitiger Anwendung von P- und N-düngung verringert sich wahrscheinlich der Bedarf der pflanzlichen Organismen an P. Bei blosser P-Düngung ist der Schwund des P so rasch, dass schon nach 4 Wochen der Gehalt desselben bis auf 0,02 mg/l fällt. Der Verlauf des P-Schwundes im Teiche Wyszni II ergibt, dass die Düngung mit Superphosphat neben der Stickstoffdüngung in einer Gabe nicht zweckmässig ist, weil die biologische Produktion im Teiche nicht von einem hohen P-Gehalte, sondern von seiner ständigen Anwesenheit im Teichwasser abhängig ist.

Die Stickstoff-Phosphordüngung hatte keinen Einfluss auf den Gehalt an Kali im Wasser der untersuchten Teiche (Abb. 8). Die einzige Übereinstimmung im Verlaufe der Linie für den Kaligehalt wurde im letzten Stadium der Untersuchungen gefunden, in welchem der Gehalt an K anstieg. Dies steht im Einklang mit dem Sinken der Kaliaufnahme durch die Pflanzen und mit der grösseren Menge an Austauschkalium im Teichboden. Das Kalium verhielt sich ganz anders als der N und P im Verlaufe der Vegetationsperiode. Der K-Gehalt fiel trotz grosser Schwankungen nie unter 1,5 mg/l K_2O.

http://rcin.org.pl

Die Menge des bei der Photosynthese erzeugten Sauerstoffes kann ein Hinweis sein für die im Wasser sich bildenden organischen Verbindungen. Dies ist jedoch nur möglich bei mässigem Sauerstoffverbrauch und beim Fehlen unzersetzter Pflanzenmassen, anderfalls wird der ganze Sauerstoffvorrat zur Oxydation der organischen Substanz aufgebraucht. Beim Vergleich der Diagramme für den Sauerstoffgehalt (Abb. 9, 9a u. 9b) und für die *pH*-Werte (Abb. 2, 2a u. 2b) ergibt sich eine grosse Ähnlichkeit, die manchmal von einer Senkung der Alkalität sowie des CO_2-Gehaltes begleitet war; der Grund dafür findet sich in der Photosynthese der niederen Pflanzen und in der biologischen Entkalkung.

Die Stickstoff-Phosphor-Düngung hatte grossen Einfluss auf den Sauerstoffverbrauch des Wassers; in den gedüngten Teichen war derselbe höher als im Kontrollteiche. Von besonderem Vorteile erwies sich die Düngung mit Superphosphat und schwefelsaur. Ammon. in 10 Gaben. Der Sauerstoffverbrauch des Wassers weist auf die Schnelligkeit der Zersetzung von organischer Substanz sowie auf Übertreten von unvollständig zersetzten Produkten in das Wasser. Die Temperatur hatte grossen Einfluss auf den Zersetzungsprozess; bei über 20° C Wassertemperatur erfolgte Ansammlung von unvollständig aufgelösten Produkten und somit auch ein Ansteigen des Sauerstoffbedarfes. Bei einer Maximaltemperatur von 26° C trat dagegen rasch vollkommene Zersetzung der organischen Substanz bis zur Mineralisierung ein. Darin liegt wohl der Grund für die Biegung der P-Abnahmelinie im Wasser des Teiches Wyszni II (3 bis 11. VIII), aber auch zugleich für den Anstieg des P-Gehaltes im Teiche Wyszni IV (Abb. 7). Das Absinken der Temperatur um fast 2 °C (11. VIII.) hemmte offenkundig die vollständige Zersetzung (Abb. 9). Ein weiteres Absinken der Temperatur des Wassers auf 18 °C hatte Abnahme des Sauerstoffverbrauches zur Folge, was nich auf schnelle Oxydation der organischen Materie aber eher auf Hemmung des Zersetzungsprozesses zurückzuführen ist. Der Sauerstoffverbrauch des Teichwassers als Anzeichen für die Schnelligkeit der organischen Zersetzung kann somit auch als ein solches für die Beurteilung der Düngung gelten. Dies bezieht sich jedoch auf natürliche Gewässer, die nicht mit Industrie-Abwässern oder durch aufgelöste Humussären aus Torfmoor verunreinigt sind.

Einem höheren Sauerstoffverbrauch entspricht im Allgemeinen eine intensivere Färbung (Abb. 11) sowie eine geringere Durchsichtigkeit des Wassers (Abb. 12), somit kann man schon danach den Erfolg der Düngung beurteilen.

Aus den beschriebenen Untersuchungen können folgende Schlüsse gezogen werden:

1. Düngung mit schwefelsaurem Ammonium hatte keine dauerhafte Steigerung des Stickstoffes als Ammonform zufolge. Bei dieser Düngung erhielt sich nur ein geringes Übergewicht der Nitrate gegenüber dem Kontrollteiche.

2. Das rasche Verschwinden der Ammonform und das Fehlen der Nitrite würden auf das Ausnützen der Ammonform als Stickstoffquelle durch die Wasserpflanzen hinweisen.

3. Die verwendete Stickstoffmenge von 30 kg/ha erwies sich als zu gering, als dass dieselbe längere Zeit auf die Erhöhung des mineralischen N sowie auf Intensivierung der Photosynthese wirken könnte.

4. Die Düngung mit schwefelsauren Ammonium senkte den *pH*-Wert und die Alkalität des Wassers, somit müssen Teiche, die damit gedüngt werden, intensiv gekalkt werden.

5. Bei Düngung der Teiche mit N und P konnte die Phosphorgabe verringert werden.

http://rcin.org.pl

6. Den P-Dünger sollte man mindestens in 2 Gaben (Mitte Mai und Mitte Juli) ausstreuen.

7. Der *pH*-Wert, der gelöste Sauerstoff, der Sauerstoffverbrauch, die Farbe und die Durchsichtigkeit des Wassers können als Hinweise für die Auswirkung der verabfolgten Düngung angesehen werden.

Untersuchungen über den Einfluss der N- und P-Düngung von Teichen bei intensiver Bewirtschaftung werden vom Verfasser weiterhin durchgeführt.

SPROSTOWANIE

W numerze 7 Biuletynu Zakładu Biologii Stawów PAN, 1958 w pracy E. Balona „O okresowości w życiu ryb" zaszły następujące pomyłki:

1) Na Rys. 1. między str. 8 i 9 omyłkowo przestawiono rysunki c i d.
2) Na str. 12) wiersz 7 od dołu zamiast: „scherei. W druku", powinno być: Zeitschr. f. Fischerei. W druku".

ZAMÓWIENIA NA STAŁĄ PRZESYŁKĘ

przyjmuje administracja Acta Hydrobiologica, Zakład Biologii Wód PAN, Kraków, ul. Sławkowska 17. Należność pobierana jest za zaliczeniem pocztowym. Pojedyncze egzemplarze można nabywać w księgarniach i kioskach „Ruchu" w miastach wojewódzkich.

http://rcin.org.pl

http://rcin.org.pl

http://rcin.org.pl

WSKAZÓWKI DLA AUTORÓW

1. Redakcja Acta Hydrobiologica przyjmuje do druku oryginalne prace ze wszystkich dziedzin hydrobiologii i rybactwa z wyjątkiem prac o charakterze polemicznym.

2. Objętość prac wraz z rysunkami i tabelami nie powinna przekraczać 24 stron maszynopisu, tj. 16 stron druku.

3. Drukuje się prace w języku polskim ze streszczeniem obcojęzycznym nie przekraczającym 1/3 objętości tekstu polskiego lub w jednym z języków kongresowych z krótkim (1—2 stron) streszczeniem polskim. Wraz z poprawnym tekstem obcojęzycznym autor winien nadesłać odpowiedni tekst polski.

Nagłówki tabel oraz podpisy rycin załączonych do prac napisanych w języku polskim winny być podane w języku polskim oraz w języku streszczenia; w pracach obcojęzycznych tylko w tym języku, w którym napisana jest praca.

4. Maszynopis pisany jednostronnie z interlinią (29 wierszy na stronie) i marginesem (4 cm z lewej strony) nie zawierający więcej niż 5 poprawek na stronie, należy nadsyłać w 3 egzemplarzach z podaniem imienia, nazwiska, miejsca pracy i adresu autora. Ewentualne podkreślenia w tekście należy robić ołówkiem. Przy nazwach systematycznych gatunków należy podawać nazwiska odpowiednich autorów np.: *Navicula cincta* (Ehr.) Kütz.

5. Tabele liczbowe oraz wyraźne ryciny i fotografie winny być zebrane poza tekstem; w maszynopisie należy zaznaczyć na marginesie ich przybliżone miejsce. Przy rycinach i fotografiach należy podać do jakich granic mogą być zmniejszone; powiększenie lub pomniejszenie przedmiotu należy zaznaczyć skalą rysowaną lub w podpisie. Przy większej ilości rycin wzgl. fotografii autor winien zestawić je w tablice. Maksymalny wymiar tablicy w druku wynosi 12 × 19 cm.

6. Wykaz cytowanej literatury należy zestawić w porządku alfabetycznym wg nazwisk autorów, z podaniem pierwszych liter imion, roku publikacji, pełnego tytułu pracy, ogólnie przyjętego skrótu nazwy czasopisma, numeru tomu, oraz pierwszej i ostatniej strony publikacji. Przy wydawnictwach książkowych należy podać miejsce wydania i wydawcę; przy publikacjach w języku rosyjskim należy stosować transliterację międzynarodową lub alfabet rosyjski.

Przykłady:

Wiszniewski J., 1954. Matériaux relatifs à la nomenclature et à la bibliographie des Rotifères. Polskie Arch. Hydrob. 2 (15) 7—250.

Woodbury A. M., 1954, Principles of general ecology. New York, Toronto. Blakiston Comp. Inc.

Cholodnyj N. G., 1953. Żelezobakterii. Moskva. Izd. Akad. Nauk SSSR.

7. O przyjęciu pracy do druku decyduje Komisja Biologiczna PAN w Krakowie w drodze głosowania po zreferowaniu pracy przez dwóch członków Komisji. Autor winien nadesłać 1-stronicowe streszczenie pracy (w 3 egzemplarzach), które będzie drukowane w sprawozdaniach z posiedzeń wspomnianej Komisji.

8. Autorzy otrzymują korektę szpaltową i korektę łamaną. Większe zmiany w złożonym już tekście mogą być robione tylko na koszt autora.

9. Autorzy otrzymują bezpłatnie 25 odbitek pracy (w przypadku pracy zbiorowej 25 odbitek łącznie). Większą ilość odbitek można otrzymać za zwrotem pełnych kosztów. Zamówienia na odbitki należy zgłaszać przy oddawaniu maszynopisu.

10. Materiały do druku i korespondencję prosimy nadsyłać pod adresem: Redakcja Acta Hydrobiologica, Zakład Biologii Wód PAN, Kraków, ul. Sławkowska 17.

http://rcin.org.pl

Cena zł 30,—

http://rcin.org.pl