

AGNIESZKA E. ŁAWNICZAK

Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

WPLYW WILGOTNOŚCI SIEDLISKA I ZASOBNOŚCI W SKŁADNIKI BIOGENNE NA BIORÓŻNORODNOŚĆ FLORY OBSZARÓW PODMOKŁYCH

Streszczenie. Celem pracy była ocena wpływu wilgotności siedliska i jego zasobności w składniki pokarmowe na różnorodność gatunkową roślin terenów podmokłych. Przeanalizowano możliwość wykorzystania stosunków N:P i N:K do oceny warunków siedliskowych wpływających na różnorodność flory. Badania fitosocjologiczne i siedliskowe przeprowadzono na obszarach podmokłych, o zróżnicowanych warunkach wilgotnościowych i troficznych, w latach 2008-2009. Wyniki badań wykazały istotny wpływ wilgotności, odczynu gleby i stosunku zawartości N i P w glebie na różnorodność gatunkową fitocenoz. Wskaźniki N:P i N:K w glebie charakteryzowały się mniejszą zmiennością na badanych stanowiskach niż poszczególne składniki analizowane indywidualnie i lepiej odzwierciedlały trofię siedliska oraz dostępność składników biogenych dla roślin. Wskazuje to na możliwości ich zastosowania w ocenie warunków siedliskowych fitocenoz obszarów podmokłych. Kierunkowość przemian flory na badanych obszarach podmokłych uzależniona była głównie od warunków wilgotnościowych i odczynu gleby. Czynniki te mają istotny wpływ na warunki troficzne i warunkują skład gatunkowy flory oraz jej różnorodność. Na siedliskach przesuszonych stwierdzono przekształcenie w kierunku psammofilnego zbiorowiska *Calamagrostietum epigeji*, a na siedliskach wilgotnych rozwój szuwarów typowych dla klasy *Phragmitetea*.

Słowa kluczowe: biogeny, wilgotność siedliska, bioróżnorodność, mokradła

Wstęp

Jednym ze skutków degradacji siedliska jest zanikanie gatunków i zmniejszenie bioróżnorodności. Może to być istotne dla zachowania ekosystemu i pełnienia dotychczasowej funkcji (JONSSON i MALMQVIST 2000), utrzymania równowagi (TILMAN 1996) oraz zdolności adaptacji do nowych warunków spowodowanych antropopresją (NAEEM i LI 1997).

Wpływ działalności człowieka na siedliska podmokłe jest znaczny. Długotrwałe melioracje, eutrofizacja czy zmiany klimatyczne przyczyniły się do degradacji tych obszarów, pociągającej za sobą zmianę dostępności wody oraz związków biogennych dla wzrostu roślin (NYC 1995, LIPKA i ZAJĄC 2007, MITSCH i GOSSELINK 2000). Również działania ochronne na mokradłach, takie jak długotrwałe koszenie roślinności, mogą spowodować zmianę czynnika limitującego wzrost roślin i zmiany w strukturze mokradła (VAN DUREN i SCHNEIDER 2000). Czynniki te mogą wpłynąć również na dostępność światła (WILLBY i IN. 2001), produktywność (DODSON i IN. 2000), zawartość związków biogennych i trofię (RØRSLETT 1991). Na skład gatunkowy, strukturę przestrzenną oraz różnorodność gatunkową makrofitów w strefie litoralnej modyfikująco działają również przekształcenia morfologiczne w zbiornikach wodnych i rzekach (JUSIK i ZGOŁA 2005) oraz zmiany poziomu wody (RØRSLETT 1991, ŁAWNICZAK i IN. 2010) i częstotliwości zalewów (RIIS i BIGGS 2003).

Na terenach podmokłych bioróżnorodność jest warunkowana przede wszystkim dostępnością związków biogennych, przy założeniu, że woda mająca kluczowe znaczenie dla istnienia mokradła jest czynnikiem nielimitowanym. Z drugiej strony, zmiana dostępności wody na obszarach podmokłych powoduje również zmianę dostępności związków pokarmowych dla roślin i struktury mokradła. Presja na środowisko skutkuje zmianami składu gatunkowego flory obszarów podmokłych, głównie w kierunku wzrostu udziału gatunków charakterystycznych dla siedlisk suchych. W konsekwencji może to spowodować wypieranie gatunków rzadkich, stenotopowych na rzecz szybko rosnących eurobiontów (BRÜLISAUER i KLÖTZLI 1998, OLDE VENTERINK i IN. 2001).

Istotnym elementem kształtującym bioróżnorodność jest zmiana czynnika limitującego wzrost roślin. Jedną z metod oceny stopnia przekształcenia siedliska, oprócz badań geobotanicznych, może być określenie stosunków koncentracji azotu, fosforu i potasu w biomase roślin lub glebie (N:P i N:K). Jak wykazały badania KOERSELMAN i MEULEMAN (1996) oraz GÜSEWELL i KOERSELMAN (2002), zawartość poszczególnych związków biogennych w tym samym siedlisku jest bardzo zmienna, natomiast proporcje między poszczególnymi biogenami charakteryzują się znacznie mniejszą zmiennością. W konsekwencji stosunki te są lepszymi wskaźnikami czynnika limitującego wzrost roślin i pozwalają na ocenę warunków troficznych.

Nasilenie czynników zewnętrznych wpływających na siedlisko powoduje intensyfikację procesu sukcesji i zmian bioróżnorodności fitocenozy. W warunkach obniżenia poziomu wody gruntowej i przy jednoczesnym koszeniu oraz nawożeniu WYSOCKI i SIKORSKI (2000) obserwowali przemiany szuwarów *Phragmitetia* w kierunku łąk wilgotnych ze związku *Calthion*, a następnie wykształcenie się łąk świeżych ze związku *Arrhenatherion elatius*. Przekształcenie siedlisk z dominacją trzciny pospolitej nie zawsze zachodzi jednokierunkowo, doprowadzając do powstania łąk świeżych (GRIME i IN. 1988, GRIME 2001). Kierunek zmian może być zróżnicowany, w zależności od rodzaju presji i jej nasilenia. Analiza bioróżnorodności flory pozwala na ocenę i kierunkowość tych zmian (GRIME i IN. 1988, GRIME 2001), a także na ocenę stopnia degradacji danego obszaru, w tym zmian warunków biotycznych i abiotycznych na danym terenie (ELLENBERG i IN. 2001), jak również między różnymi obszarami (DIERSSEN 2006). Poznanie procesów i czynników wpływających na różnorodność gatunkową roślin może zapobiec jej dalszemu ubożeniu i przyczynić się do skuteczniejszej ochrony obszarów podmokłych.

Celem pracy była ocena wpływu wilgotności siedliska i jego zasobności w składniki pokarmowe na różnorodność gatunkową roślin terenów podmokłych. Przeanalizowano możliwość wykorzystania wskaźników N:P i N:K do oceny warunków siedliskowych wpływających na bioróżnorodność flory.

Material i metody

Badaniami objęto tereny podmokłe obejmujące strefę przybrzeżną i litoralną jeziora oraz śródlądne obszary podmokłe, zajmujące nieużytki w obrębie dużych kompleksów leśnych. Analizowane stanowiska były położone na obszarze Wielkopolski (stanowiska 1 i 2 – strefa przybrzeżna i litoralna Jeziora Niepruszewskiego, 4 – mokradło śródlądne w pobliżu Starego Dworu i 5 – mokradło śródlądne w pobliżu Trzcienia) oraz Pojezierza Lubuskiego – stanowisko numer 3; mokradło śródlądne (w pobliżu miejscowości Prądówka). Stanowiska mokradeł śródlądnych nr 4 i 5 charakteryzowały się znacznym stopniem zmurszenia gleby na skutek obniżenia poziomu wody gruntowej. Stanowiska 1, 2 i 3 cechowały się okresowym lub stałym zalewaniem wodą. Na każdym ze stanowisk w dobrze rozwiniętych zbiorowiskach roślinnych pobrano próbki gleby do analiz chemicznych. W strefie przybrzeżnej i litoralnej jeziora pobrano 14 prób osadów w strefie stałego podtopienia wodą (stanowisko nr 1) i 24 prób w strefie okresowo zalewanej wodą (stanowisko nr 2). Z mokradeł śródlądnych nr 3 pobrano 11 prób, nr 4 – 9 prób glebowych, nr 5 – 15 prób. Część materiału była mrożona, w celu oznaczenia w niej zawartości mineralnych form azotu (amoniowej i azotanowej) metodą destylacyjną (HACH 2400). Pozostały materiał suszono, rozcierano i przesiewano (przez sito o średnicy oczek 0,2 mm) w celu oznaczenia w nich następujących wskaźników:

- azot ogólny – metodą Kjeldahla (FOSS 2200),
- fosfor – kolorymetrycznie, metodą Egnera-Riehma (SPEKOL 21),
- potas – metodą emisji spektrofotometrii płomieniowej (FLAPHO 40),
- odczyn – pehametrem w KCl normalnym (PN-75/C-04540/04).

Próbki gleby do oznaczenia wilgotności podłoża pobierano w terenie, w trzech powtórzeniach dla każdego punktu, do cylinderków o pojemności 100 cm³ i wysokości 5 cm. W laboratorium Katedry Ekologii i Ochrony Środowiska bezpośrednio po przywiezieniu z terenu próbki gleby były ważone, w celu określenia wagi świeżej masy, po czym suszono je w suszarce z wymuszonym obiegiem powietrza w temperaturze 105°C przez 48 h w celu określenia wagi suchej masy.

Zawartość wody, czyli wilgotność gleby w procentach, wyliczono ze wzoru (MOCEK i IN. 2000):

$$W_w = \frac{G_w - G_s}{G_s} \cdot 100\% \quad (1)$$

gdzie:

- W_w – wilgotność gleby (% wagowo),
- G_w – masa gleby wilgotnej (g),
- G_s – masa gleby suchej (g).

Badania fitosocjologiczne

W miejscu pobrania materiału glebowego wykonywano zdjęcie fitosocjologiczne na powierzchni 10×10 m, metodą fitosocjologiczną Braun-Blanquet'a (DIERSCHKE 1994). Badania fitosocjologiczne wykonano w okresie wegetacyjnym w latach 2009-2010. Identyfikację gatunków oparto na pracach SZAFERA i IN. (1988), PODBIELKOWSKIEGO i TOMASZEWICZA (1996) oraz RUTKOWSKIEGO (1998). Ogółem wykonano 73 zdjęcia fitosocjologiczne w dobrze wykształconych płatach. W zastosowanej siedmiostopniowej skali pokrycia wykorzystano wartości według Tüxena i Ellenberga (DIERSCHKE 1994). Opisane w zdjęciach fitosocjologicznych zbiorowiska roślinne zostały sklasyfikowane z zastosowaniem układu syntaksonomicznego według MATUSZKIEWICZA (2005) oraz PODBIELKOWSKIEGO i TOMASZEWICZA (1996).

Wskaźniki bioróżnorodności

Na podstawie badań fitosocjologicznych obliczono następujące wskaźniki bioróżnorodności wg niżej podanych wzorów:

- wskaźnik Shannona-Wienera, uwzględniający równomierność oraz bogactwo gatunkowe (SHANNON i WIENER 1949):

$$H' = -\sum (p_i \log p_i) \quad (2)$$

gdzie:

p_i – udział osobników gatunku i w liczbie osobników wszystkich gatunków,

- wskaźnik Simpsona, określający, jakie jest prawdopodobieństwo, że dwa osobniki wybrane z danej próby losowo będą należeć do tego samego gatunku (SIMPSON 1949):

$$D = 1 - \sum p_i^2 \quad (3)$$

gdzie:

p_i – udział osobników gatunku i w liczbie osobników wszystkich gatunków,

- wskaźnik odwrotności Simpsona (SIMPSON 1949):

$$D_o = \frac{1}{D} \quad (4)$$

gdzie:

D – wskaźnik Simpsona,

- wskaźnik równomierności (PIELOU 1966):

$$J = \frac{H'}{\log N} \quad (5)$$

gdzie:

H' – wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera,
 N – całkowita liczebność wszystkich gatunków,

- wskaźnik pokrycia:

$$W_p = p_i \cdot 100\% \quad (6)$$

gdzie:

p_i – udział osobników gatunku i w liczbie osobników wszystkich gatunków.

Dla oceny wpływu człowieka na szatę roślinną badanych fitocenoz obliczono następujące wskaźniki antropogenicznych zmian we florze (JACKOWIAK 1990):

- wskaźnik synantropizacji flory, określający procentowy udział apofitów i antropofitów w pełnej florze:

$$WSc = \frac{A_p + A_n}{S_p + A_n} \cdot 100\% \quad (7)$$

gdzie:

A_p – liczba gatunków rodzimych, trwale występujących na siedliskach naturalnych i półnaturalnych (tzw. apofity, spontaneofity synantropijne),

A_n – liczba gatunków obcego pochodzenia (antropofity),

S_p – liczba gatunków rodzimych (spontaneofitów);

- wskaźnik archeofityzacji całkowitej (WAr_c), określający procentowy udział archeofitów w całej florze:

$$WAr_c = \frac{A_r}{S_p + A_n} \cdot 100\% \quad (8)$$

gdzie:

A_r – liczba archeofitów, czyli gatunków przybyłych, powstałych lub przetrwałych dzięki człowiekowi przed odkryciem Ameryki przez Kolumba (koniec XV wieku),

A_n – liczba gatunków będących antropofitami,

S_p – liczba gatunków będących spontaneofitami.

Opracowanie statystyczne wyników badań

Uzyskane wyniki poddano analizie statystycznej przy użyciu pakietów STATISTICA, CANOCO oraz CAP (Community Analysis Package, PISCES). Zorganizowaną macierz danych w pierwszej kolejności poddano ocenie rozkładu liczbowego z zastosowaniem testu **W** Shapiro-Wilka i w przypadku braku rozkładu normalnego zastosowano przekształcenia (logarytmowanie lub pierwiastkowanie). Baza danych środowiskowych została przeanalizowana za pomocą analizy składowych głównych (**PCA**), która pozwoliła na ocenę głównych kierunków zmienności w badanych stanowiskach. W celu stwierdzenia statystycznie istotnych różnic badanych parametrów siedliskowych i bioróżnorodności wykonano jednoczynnikową analizę wariancji ANOVA. W przypadku stwierdzenia statystycznie istotnych różnic zastosowano test Tukeya (przy przyjętym poziomie istotności $p < 0,05$). W celu statystycznej oceny wpływu analizowanych czynników abiotycznych na bioróżnorodność flory zastosowano regresję wieloraką.

Wyniki

Analiza czynnikowa pozwoliła zdefiniować dwa podstawowe czynniki na poziomie istotności wynoszącym 0,7 (tab. 1, rys. 1). Czynniki 1 obejmował odczyn gleby i zawartość biogenów w glebie, wyrażoną w postaci stosunków N:P i N:K oraz azotu ogólnego. Drugi czynnik charakteryzował zawartość azotu amonowego i potasu w glebie.

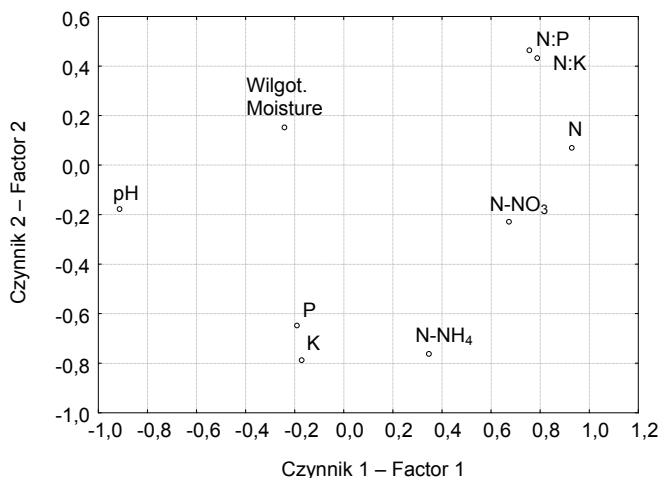
Tabela 1. Wartości ładunków czynnikowych dwóch pierwszych czynników analizy głównych składowych (PCA) z zastosowaniem rotacji VARIMAX znormalizowanej

Table 1. Factor loadings of the two principal components – result of the Principal Component Analysis (PCA) after varimax rotation

Wskaźnik Index	Czynnik 1 Factor 1	Czynnik 2 Factor 2
pH	-0,908	-0,182
P	-0,187	-0,649
K	-0,171	-0,788
N	0,933	0,069
N-NH ₄	0,348	-0,765
NO ₃	0,674	-0,234
Wilgotność – Moisture	-0,236	0,152
N:P	0,762	0,461
N:K	0,792	0,426
War. wyj. – Output val.	3,595	2,137
Udział – Share	0,399	0,237

Spośród wyróżnionych czynników analizy składowych głównych czynnik 1 charakteryzował się 43,19% wartością własną, natomiast czynnik 2 zawierał 20,50% wartości własnej.

Analiza wariancji wskaźników fizyczno-chemicznych badanych siedlisk podmokłych wykazała znaczne ich zróżnicowanie (tab. 2, rys. 2). Najistotniejsze statystycznie różnice stwierdzono w odniesieniu do zawartości azotu w glebie i odczynu. Odczyn gleby wahał się między pH 7,4 w szuwarze jeziornym a pH 4,7 na obszarach śródlęśnych (rys. 2 a). Statystycznie istotne różnice stwierdzono między stanowiskami jeziornymi i stanowiskiem trzecim a pozostałymi mokradłami śródlęśnymi (tab. 2). Średnie stężenie azotu ogólnego wynosiło od 1,7 mg N na 1 g gleby w strefie litoralnej jeziora i na stanowisku nr 3 do 13,22 mg N na 1 g gleby na obszarze śródlęśnym o obniżonym poziomie wody gruntowej (rys. 2 b). Analogicznie jak w przypadku azotu ogólnego, większe stężenie azotu azotanowego występowało na siedliskach śródlęśnych, przesuszonych (rys. 2 f). Największe stężenie stwierdzono na stanowisku nr 5, gdzie wynosiło 3,1 mg N-NO₃ na 100 g. Stężenie azotu amonowego wykazywało znaczne wahania w obrębie analizowanych stanowisk i nie wykazało istotnych różnic między nimi (rys. 2 e).



Rys. 1. Graficzne przedstawienie wyników analizy składowych głównych w oparciu o parametry siedliskowe dla badanych obszarów podmokłych

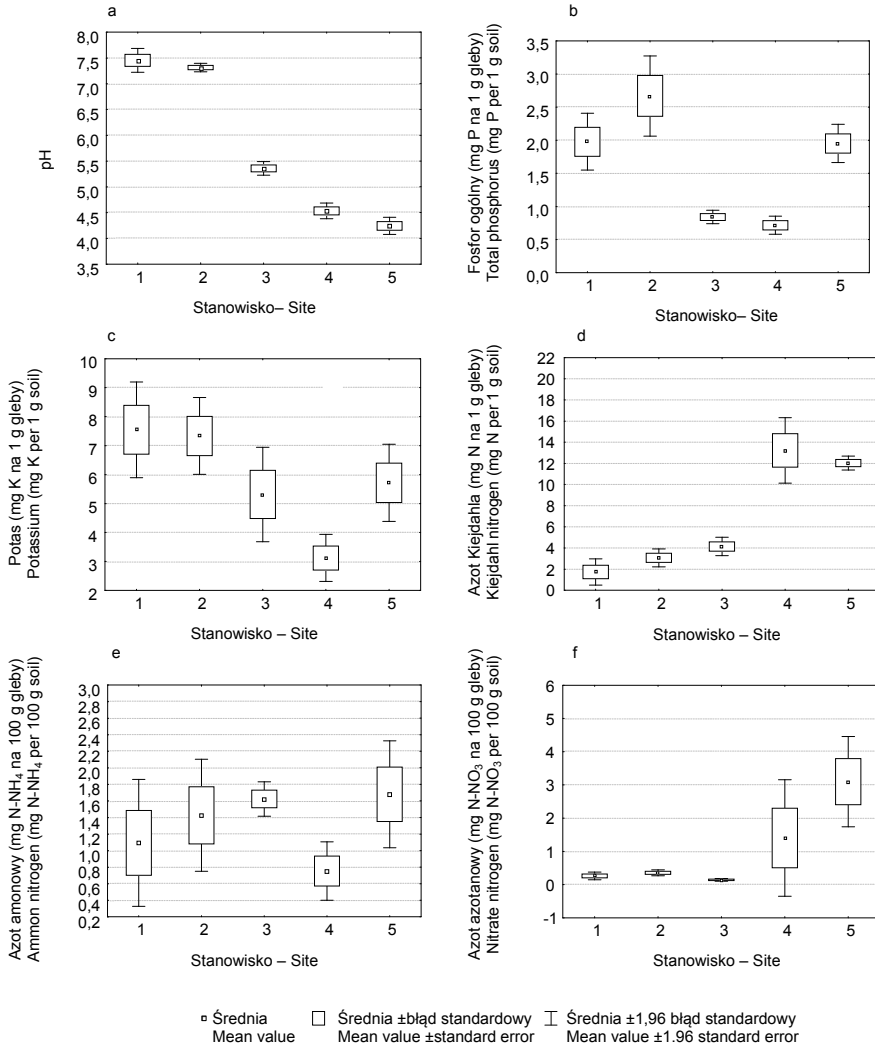
Fig. 1. Graphic picture of the principal component analysis based on soil parameters from studied wetland habitats

Tabela 2. Wyniki jednoczynnikowej analizy wariancji zawartości biogenów, odczynu oraz wilgotności gleby między badanymi siedliskami. Wilgotność i zawartość biogenów poddano logarytmowaniu, pH – pierwiastkowaniu

Table 2. Results of the one way ANOVA testing of the effects of the site on pH, nutrient concentrations and soil moisture. Soil moisture and nutrient concentrations were ln-transformed, pH was square-rooted

Wskaźnik Index	dF	F	Poziom istotności Significance level
pH	4	390,13	0,000 ***
P	4	12,89	0,000 ***
K	4	5,23	0,001 **
N	4	23,27	0,000 ***
N-NH ₄	4	1,73	0,153 –
NO ₃	4	8,52	0,000 ***
Wilgotność – Moisture	4	4,56	0,003 **
N:P	4	37,33	0,000 ***
N:K	4	39,45	0,000 ***

Poziom istotności zaznaczono oznaczono jako: ***p < 0,001, **p < 0,01, *p < 0,05, „–” – p ≥ 0,05.
Significance levels given as: ***p < 0.001, **p < 0.01, *p < 0.05, “–” – p ≥ 0.05.

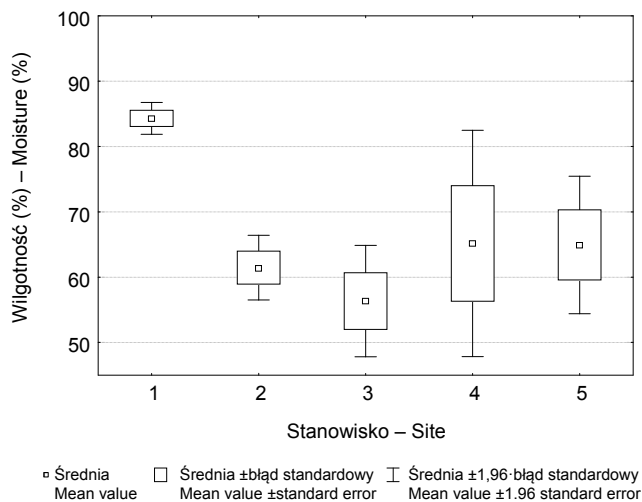


Rys. 2. Zmienność parametrów chemicznych na badanych obszarach podmokłych
Fig. 2. Variability of chemical parameters among studied wetlands

Koncentracja fosforu była największa na obszarze szuwaru jeziornego i szuwaru śródleśnego o numerze 5 (rys. 2 c). Zawartość potasu mieściła się w zakresie od 3,12 mg K na 1 g gleby na kwaśnych stanowiskach śródleśnych do 7,54 mg K na 1 g osadu w szuwarze jeziornym (rys. 2 d).

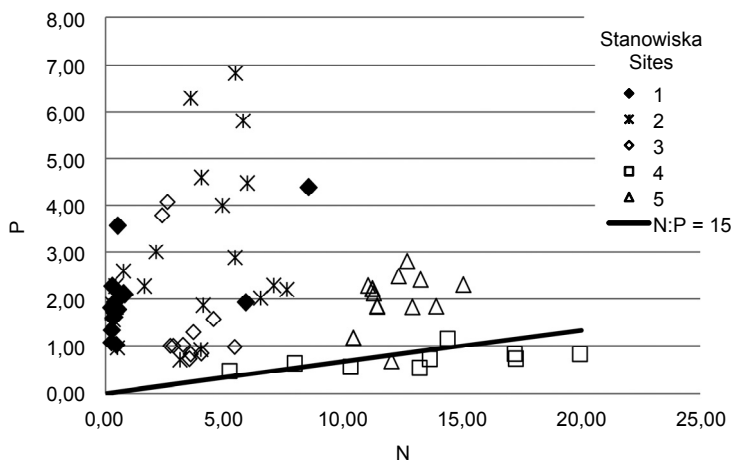
Analiza stosunków N:P i N:K wykazała mniejszą ich zmienność w obrębie stanowisk niż w przypadku analizowanych koncentracji poszczególnych biogenów. Największą wartość współczynników N:P i N:K notowano w szuwarach śródleśnych o obniżonym poziomie wody (rys. 4, 5). Stwierdzono również statystycznie istotne różnice

Ławniczak A.E., 2011. Wpływ wilgotności siedliska i zasobności w składniki biogenne na bioróżnorodność flory obszarów podmokłych. Nauka Przyr. Technol. 5, 5, #88.



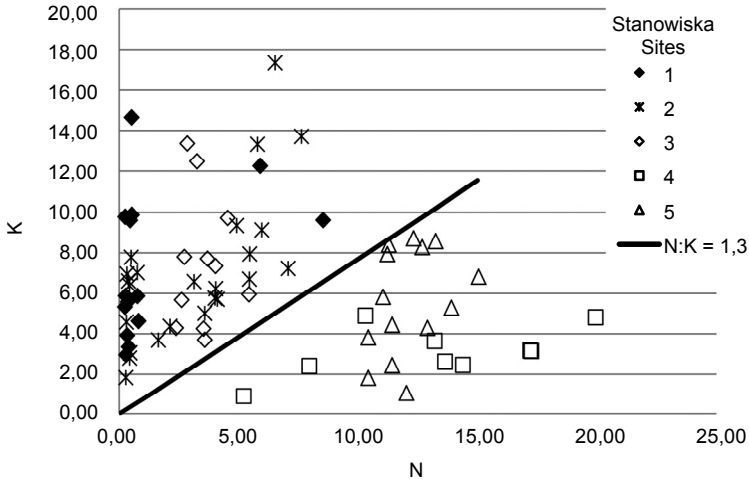
Rys. 3. Zmienność wilgotności na badanych obszarach podmokłych

Fig. 3. Variability of moist habitat among studied wetlands



Rys. 4. Zawartość N i P w glebie na tle zawartości N:P w roślinach (GÜSEWELL 2004)

Fig. 4. N and P concentrations in soil in comparison with N:P ratio in plants (GÜSEWELL 2004)

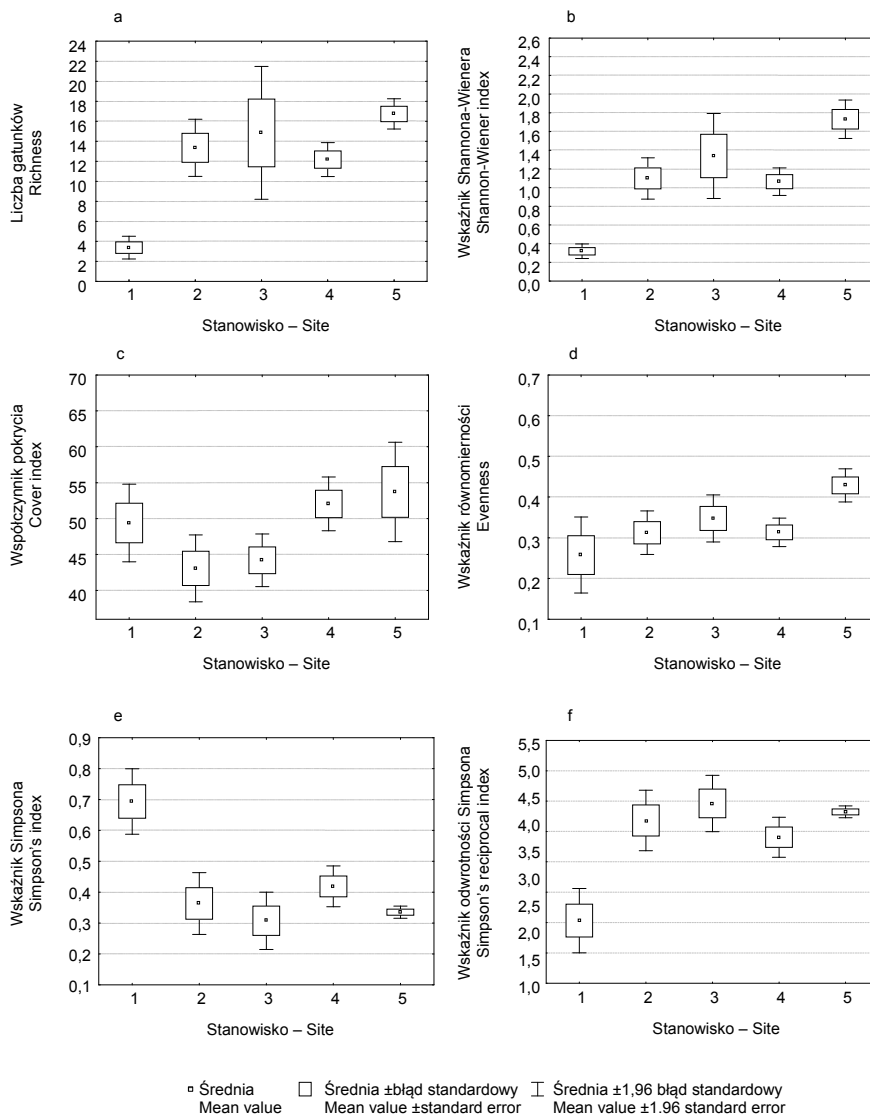


Rys. 5. Zawartość N i K w glebie na tle zawartości N:K w roślinach (HOOSBEEK i IN. 2002)

Fig. 5. N and K concentrations in soil in comparison with N:K ratio in plants (HOOSBEEK et AL. 2002)

wilgotności gleby (tab. 2, rys. 3). Wilgotność siedliska była największa w strefie litoralnej jeziora, gdzie woda wysyciała profil glebowy przez cały rok (stanowisko 1). Na pozostałych stanowiskach średnie warunki wilgotnościowe były porównywalne, ze znacznymi wahaniami wysycenia profilu wodą w obrębie stanowisk.

Różnorodność gatunkowa roślin istotnie różniła się między badanymi obszarami podmokłymi. Liczba gatunków między stanowiskami wahała od 4 do 25 (rys. 6 a). Najmniejszą liczbę gatunków stwierdzono w szuwarze jeziornym i była ona statystycznie istotnie mniejsza niż na pozostałych badanych stanowiskach (tab. 3). Największą bioróżnorodność stwierdzono na stanowisku 5, gdzie współczynnik Shannona-Wienera wyniósł 1,62 (rys. 6 b). Najmniejszą różnorodność stwierdzono w szuwarze jeziornym, gdzie woda występowała przez cały rok ($H' = 0,3$). Na pozostałych stanowiskach wartość współczynnika Shannona-Wienera była wyrównana. Szczegółowa analiza gatunkowa flory wykazała występowanie na stanowisku 3 gatunków chronionych: *Dactylorhiza* sp. oraz *Hierochloë odorata*, narażonych na wyginięcie (kategoria zagrożenia: V). Stwierdzono również statystycznie istotne różnice między wskaźnikiem różnorodności gatunkowej wyrażającym stosunek rzeczywistej różnorodności do różnorodności maksymalnej w analizowanych fitocenozach. Najwyższe jego wartości stwierdzono w śródleśnym mokradle nr 5, które wynosiły $0,43 \pm 0,08$ (rys. 6 d). Pokrycie wahało się w niewielkim zakresie od 48% do 54% (rys. 6 c). Analiza testem Tukeya wykazała istotne statystyczne różnice tylko między dwoma stanowiskami: obszarem podmokłym o numerze 5 a strefą litoralną z okresowo występującą wodą na powierzchni (stanowisko 2; tab. 3). Współczynnik Simpsona różnił się między fitocenozami. Istotne różnice stwierdzono między stanowiskiem nr 1 a pozostałymi siedliskami. Statystycznie istotne różnice wartości wskaźnika odwrotności Simpsona stwierdzono jedynie między zbiorowiskami na obszarze nr 2 a pozostałymi fitocenozami (rys. 6 e, 6 f).



Rys. 6. Zmienność współczynników bioróżnorodności na badanych obszarach podmokłych
Fig. 6. Variability of biodiversity parameters among studied wetlands

Analiza stopnia przekształcenia siedlisk przez człowieka, wyrażona wskaźnikami synantropizacji, wykazała duży udział apofitów we florze badanych fitocenozy, który mieścił się w zakresie od 55% do 60% (tab. 4). Wskaźnik antropofityzacji był niski, co wskazuje na niewielki udział gatunków obcego pochodzenia w składzie gatunkowym flory.

Tabela 3. Wyniki jednoczynnikowej analizy wariancji wskaźników bioróżnorodności między badanymi siedliskami. Wilgotność i zawartość biogenów poddano logarytmowaniu, pH – pierwiastkowaniu

Table 3. Results of the one way ANOVA testing of the effects of the site on plant biodiversity indices and soil moisture. Soil moisture and nutrient concentrations were ln-transformed, pH was square-rooted

Wskaźnik Index	dF	F	Poziom istotności Significance level
Liczba gatunków Number of species	4	15,97	0,000 ***
Współczynnik Shannona-Wienera Shannon-Wiener index	4	19,23	0,000 ***
Współczynnik równomierności Evenness index	4	3,88	0,007 **
Współczynnik pokrycia Cover index	4	2,34	0,064 *
Współczynnik Simpsona Simpson's index	4	6,28	0,000 ***
Współczynnik odwrotności Simpsona Simpson's reciprocal index	4	9,43	0,000 ***

Poziom istotności zaznaczono oznaczono jako: *** $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$, „-” – $p \geq 0,05$.
Significance levels given as *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$, “-” – $p \geq 0.05$.

Tabela 4. Porównanie wskaźników antropogenicznych zmian we florze ogólnej badanych fitocenozy szuwarowych

Table 4. Indices of anthropogenic changes in general flora of the studied wetland plant communities

Wskaźnik Index	Siedlisko – Site				
	1	2	3	4	5
Wskaźnik synantropizacji Synanthropization index	58,3	60,00	60,76	58,82	59,00
Wskaźnik apofityzacji Apophytisation index	58,3	60,00	58,23	57,35	55,00
Wskaźnik antropofityzacji flory Antropophytisation index	0,0	1,82	2,53	1,47	4,30
Wskaźnik archeofityzacji flory Archaeophytisation index	0,0	1,82	2,53	1,47	3,40

Analiza regresji wielorakiej wykazała, że odczyn i wilgotność gleby oraz stosunek zawartości azotu do fosforu (N:P) mają istotny wpływ na różnorodność gatunkową roślinności wyrażoną współczynnikiem Shannona-Wienera (tab. 5). Spośród pozostałych analizowanych wskaźników bioróżnorodności, takich jak liczba gatunków, współczynnik pokrycia, współczynnik Simpsona oraz współczynnik odwrotności Simpsona,

Tabela 5. Wyniki analizy regresji wielorakiej między zmiennymi niezależnymi (parametrami siedliskowymi) a wskaźnikami bioróżnorodności dla badanych stanowisk

Table 5. Results of multiple regression analysis among independent effects (habitat parameters) and biodiversity indices of the studied sites

Wyraz wolny – Absolute term	n	r	r ²	p
Liczba gatunków – Number of species	73	0,539	0,17	0,002
wilgotność – moisture				
Współczynnik Shannona-Wienera Shannon-Wiener index	73	0,69	0,47	0,000
pH				
wilgotność – moisture				
N:P				
Współczynnik pokrycia – Cover index	73	0,57	0,33	0,002
pH				
Współczynnik Simpsona – Simpson's index	73	0,44	0,20	0,029
wilgotność – moisture				
Współczynnik odwrotności Simpsona Simpson's reciprocal index	73	0,44	0,20	0,029
pH				

n – liczba prób, r – współczynnik korelacji, p – poziom istotności; przedstawiono tylko parametry o najlepszym dopasowaniu.

n – number of samples, r – correlation index, p – significance level; the best fit parameters were presented.

największy wpływ na ich wartość miała wilgotność i odczyn gleby (tab. 5). Regresja wieloraka nie wykazała istotnego wpływu dostępności biogenów na analizowane wskaźniki.

Dyskusja

Przeprowadzone badania wykazały stosunkowo niewielkie zróżnicowanie bioróżnorodności flory na obszarach szuwarowych. Wynika to przede wszystkim z dużego udziału trzciny pospolitej (*Phragmites australis*) w strukturze zbiorowisk, która skutecznie ogranicza rozwój innych gatunków roślin. Zdolności adaptacyjne trzciny do różnego typu siedlisk są duże, o czym świadczy jej występowanie zarówno na siedliskach przesuszonych, jak i wilgotnych, typowych dla tego gatunku (TOMASZEWICZ 1979, WYSOCKI i SIKORSKI 2009). Zdolność trzciny pospolitej do wegetatywnego i generatywnego sposobu rozmnażania ma istotne znaczenie dla zajmowania nowych siedlisk i jej ekspansji (np. w Ameryce Północnej, CHAMBERS i IN. 1999) oraz dużej żywotności (TOMASZEWICZ 1979). Z drugiej strony, obserwuje się zmniejszanie powierzchni

zajmowanej przez trzcinę pospolitą w Europie (KOVÁCS i IN. 1989; OSTENDORP 1989). Mimo szerokiej skali ekologicznej tego gatunku, zmiana warunków wilgotnościowych w siedlisku może spowodować zmniejszenie jego udziału na rzecz innych gatunków. Badania siedliskowe i fitosocjologiczne przedstawione w pracy potwierdziły postawioną hipotezę, o czym świadczy największa bioróżnorodność flory na obszarze śródleśnym o obniżonym poziomie wody gruntowej i znacznym przesuszeniu gleby. Badania KEDDY'EGO i REZNICKA (1986) oraz HILLA i IN. (1998) podkreślają istotny wpływ obniżenia poziomu wody na bioróżnorodność flory wodno-błotnej oraz wskazują, że głównym czynnikiem wpływającym na jej rozwój i różnorodność są warunki wodne. Badania w strefie litoralnej o pełnym nasyceniu wodą prowadzone przez cały rok wykazały niską bioróżnorodność szuwarów. Brak zróżnicowania zawartości biogenów między pozostałymi stanowiskami w strefie litoralnej i w szuwarze śródleśnym (stanowisko 3) wskazuje, że wilgotność siedliska jest głównym czynnikiem wpływającym na małą liczbę gatunków, przy dużym ich pokryciu. Wyniki te potwierdzają również w swych badaniach STRAYER i FINDLAY (2010), którzy obserwowali istotny wpływ warunków hydrologicznych na różnorodność flory. Największa wartość współczynnika Shannona-Wienera dla obszarów podmokłych nieleśnych wynika z dużego udziału gatunków charakterystycznych dla suchych siedlisk łądowych. Stwierdzono bowiem silną ekspansję trzcinnika prostego i pokrzywy pospolitej na stanowiskach przesuszonych. Potwierdziła to regresja między analizowanymi parametrami fitosocjologicznymi a wskaźnikami zasobności gleby w składniki pokarmowe i wodę oraz jej odczynem.

Głównym czynnikiem wpływającym na bioróżnorodność flory była wilgotność siedliska i jego odczyn, mimo że istotnym parametrem różnicującym siedlisko była dostępność biogenów, co potwierdza analiza PCA i analiza wariancji. Jak wskazują liczne badania, odczyn lub/i poziom zwierciadła wody są najistotniejsze dla bioróżnorodności flory mokradeł (GOUGH i IN. 1994, CORNWELL i GRUBB 2003). Odczyn istotnie wpływa na dostępność związków biogenych, o czym świadczy również istotna korelacja między pH i zawartością związków biogenych w glebie na poziomie $< 0,05$. W przeciwieństwie do badań innych autorów (BEDFORD i IN. 1999, OLDE VENTERINK i IN. 2001), stwierdzona korelacja między odczynem gleby a bioróżnorodnością była negatywna. Z kolei GÜSEWELL i IN. (2005) nie wykazali w badaniach związku między odczynem gleby a bioróżnorodnością na mokradłach holenderskich, podczas gdy taką zależność obserwowano na mokradłach amerykańskich i szwajcarskich. Zróżnicowanie to może wynikać między innymi z różnego stadium rozwoju mokradła i jego typu, a także z lokalnych uwarunkowań (DIERSSEN 2006).

Regresja wieloraka wykazała istotny wpływ pH, wilgotności oraz dostępności związków biogenych na bioróżnorodność analizowanych stanowisk. Stwierdzono istotny wpływ stosunku N:P w glebie na bogactwo gatunkowe fitocenozy, wyrażone wskaźnikiem Shannona-Wienera. Wyniki te znajdują potwierdzenie w innych badaniach (WILLBY i IN. 2001, GÜSEWELL 2004), które również wykazały wpływ dostępności biogenów, a przede wszystkim stosunku N:P na bioróżnorodność flory. Istotnymi czynnikami są nie tylko dostępność poszczególnych związków biogenych dla wzrostu roślin, ale i ilościowe stosunki, w jakich występują (KOERSELMAN i MEULEMAN 1996, GÜSEWELL i KOERSELMAN 2002). W analizowanych mokradłach zawartość azotu, fosforu i potasu w glebie była bardziej zróżnicowana niż stosunki analizowanych parametrów (N:P i N:K). Wskazuje to również na większą istotność badania tych stosunków

niż poszczególnych biogenów indywidualnie. Niezbędne byłyby badania zawartości tych pierwiastków w biomase roślin, umożliwiające bardziej precyzyjną ocenę ich dostępności dla roślin, co podkreślają w swoich badaniach GÜSEWELL i KOERSELMAN (2002).

W fitocenozach śródleśnych o niskim poziomie wody gruntowej (stanowiska 4 i 5) wartość stosunku N:P i N:K była statystycznie istotnie wyższa niż na pozostałych obszarach. Główny wpływ na to miała duża dostępność azotu. Wzrost udziału trzcinnika piaskowego (*Calamagrostis epigeios*) świadczy o zmianie stosunków wodnych, ale z drugiej strony masowe pojawienie się pokrzywy zwyczajnej (*Urtica dioica*) wskazuje też na wzrost zasobności siedliska w azot. Istotnie większą zawartość azotu azotanowego stwierdzono na glebach zmurszałych, ale w porównaniu do danych literaturowych była ona znacznie mniejsza niż obserwowana w innych obiektach (powyżej $40 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ w glebie) (SOKOŁOWSKA i IN. 2004). Może to być spowodowane również znacznym poborem biogenów przez rośliny i ich kumulacją w biomase roślin.

Na śródleśnych nieużytkach stwierdzono zwiększony udział jednorocznych i dwuletnich gatunków nitrofilnych z klasy *Artemisietea*. Na siedliskach przesuszonych zespół *Phragmitetum australis* wykazywał tendencję do przekształcenia w kierunku psammofilnego zbiorowiska *Calamagrostietum epigeji*. W ekosystemie jeziornym fitocenozy charakteryzowały się składem gatunkowym typowym dla szuwarów typu *Phragmitetea*. Duże wartości wskaźnika synantropizacji wykazały znaczny wpływ działalności człowieka na te siedliska. Mimo że badane nieużytki leśne są izolowane i wpływ bezpośredniej działalności człowieka na te obszary jest niewielki, to jednak obserwowane obniżanie się poziomu wody na tych obszarach skutkuje zmianami we florze. Korzystnym zjawiskiem jest natomiast niewielki udział gatunków obcego pochodzenia w składzie gatunkowym badanych fitocenoz.

Wnioski

1. Badania fitocenoz szuwarowych z dominacją trzciny pospolitej przeprowadzone na obszarach o zróżnicowanych warunkach troficznych oraz wilgotnościowych wykazały istotny wpływ wilgotności, odczynu gleby i stosunku zawartości azotu i fosforu w glebie na ich różnorodność składu gatunkowego roślin.

2. Wskaźniki N:P i N:K charakteryzowały się mniejszą zmiennością na badanych stanowiskach niż poszczególne składniki analizowane indywidualnie i lepiej odzwierciedlały trofę siedliska oraz dostępność składników biogenych dla roślin. Wskazuje to na możliwości ich zastosowania w ocenie warunków siedliskowych fitocenoz szuwarowych.

3. Kierunkowość przemian flory na badanych obszarach podmokłych uzależniona była głównie od warunków wilgotnościowych i odczynu gleby. Czynniki te miały istotny wpływ na warunki troficzne i warunkowały skład gatunkowy flory oraz jej różnorodność. Na siedliskach przesuszonych stwierdzono przekształcenie w kierunku psammofilnego zbiorowiska *Calamagrostietum epigeji*, a na siedliskach wilgotnych rozwój szuwarów typowych dla klasy *Phragmitetea*.

Literatura

- BEDFORD B.L., WALBRIDGE M.R., ALDOUS A., 1999. Patterns in nutrient availability and plant diversity of temperate North American wetlands. *Ecology* 80: 2151-2169.
- BRÜLISAUER A., KLÖTZLI F., 1998. Habitat factors related to the invasion of reeds (*Phragmites australis*) into wet meadows of the Swiss Midlands. *Z. Ökol. Natursch.* 7: 125-136.
- CHAMBERS R.M., MEYERSON L.A., SALTONSTALL K., 1999. Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. *Aquat. Bot.* 64: 261-273.
- CORNWELL W.K., GRUBB P.J., 2003. Regional and local patterns in plant species richness with respect to resource availability. *Oikos* 100: 417-428.
- DIERSCHKE H., 1994. Pflanzensozioökologie – Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart.
- DIERSSEN K., 2006. Indicating botanical diversity – Structural and functional aspects based on case studies from Northern Germany. *Ecol. Indic.* 6: 94-103.
- DODSON S.I., ARNOTT S.E., COTTINGHAM K.L., 2000. The relationship in lake communities between primary productivity and species richness. *Ecology* 81: 2662-2679.
- ELLENBERG H., WEBER H.E., DÜLL R., WIRTH V., WERNER W., PAULISSEN D., 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scr. Geobot.* 18.
- GOUGH L., GRACE J.B., TAYLOR K.L., 1994. The relationship between species richness and community biomass: the importance of environmental variables. *Oikos* 70: 271-279.
- GRIME J.P., HODGSON J.G., HUNT R., 1988. *Comparative Plant Ecology*. Unwin Hyman, London.
- GRIME J.P., 2001. *Plant Strategies, Vegetation Processes and Ecosystem Properties*. John Wiley, Chichester, UK.
- GÜSEWELL S., 2004. Responses of wetland graminoids to the relative supply of nitrogen and phosphorus. *Plant Ecol.* 176, 1: 35-55.
- GÜSEWELL S., BAILEY K., ROEM W., BEDFORD B., 2005. Nutrient limitation and botanical diversity in wetlands: can fertilisation raise species richness? *Oikos* 109: 71-80.
- GÜSEWELL S., KOERSELMAN W., 2002. Variation in nitrogen and phosphorus concentrations of wetland plants. *Perspectives in Ecology, Evolution Syst.* 5: 37-61.
- HILL N.M., KEDDY P.A., WISHEU I.C., 1998. A hydrological model for predicting the effects of dams on the shoreline vegetation of lakes and reservoirs. *Environ. Manage.* 22: 723-736.
- HOOSBEEK M.R., VAN BREEMEN N., VASANDER H., BUTTLER A., BERENDSE F., 2002. Potassium limits potential growth of bog vegetation under elevated atmospheric CO₂ and N deposition. *Glob. Change Biol.* 8, 11: 1130-1138.
- JACKOWIAK B., 1990. Antropogeniczne przemiany flory roślin naczyniowych Poznania. *Biol. Ser. UAM Pozn.* 42.
- JONSSON M., MALMQVIST B., 2000. Ecosystem process rate increases with animal species richness: evidence from leaf-eating, aquatic insects. *Oikos* 89: 519-523.
- JUSIK S., ZGOŁA T., 2005. Rola przekształceń morfologicznych w kształtowaniu struktury przestrzennej i gatunkowej roślinności wodnej wybranych jezior Polski północnej. *PTPN, Poznań*, 98/99: 77-89.
- KEDDY P.A., REZNICEK A.A., 1986. Great Lakes vegetation dynamics: the role of fluctuating water levels and buried seeds. *J. Great Lakes Res.* 12: 25-36.
- KOERSELMAN W., MEULEMAN A.F.M., 1996. The vegetation N : P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. *J. Appl. Ecol.* 33: 1441-1450.
- KOVÁCS M., TURCSÁNYI G., TUBA Z., WOLCSÁNSZKY S.E., VÁSÁRHELYI T., DELY-DRASKOVITS Á., TÓTH S., KOLTAY A., KASZAB L., SZÖKE P., JANKÓ B., 1989. The decay of reed In Hungarian lakes. *Symp. Biol. Hung.* 38: 461-471.
- LIPKA K., ZAJĄC E., 2007. Wpływ zmiany warunków hydrologicznych na torfowisko „JEZIORKO DZIKIE” w Puszczy Lubuskiej. *Inż. Ekol. Melior. Wod. Kształt. Ochr. Środ.* 18: 45-46.

Ławniczak A.E., 2011. Wpływ wilgotności siedliska i zasobności w składniki biogenne na bioróżnorodność flory obszarów podmokłych. *Nauka Przyr. Technol.* 5, 5, #88.

- ŁAWNICZAK A.E., ZBIERSKA J., CHOIŃSKI A., SZCZEPANIAK W., 2010. Response of emergent macrophytes to hydrological changes in a shallow lake, with special reference to nutrient cycling. *Hydrobiologia* 656: 243-254.
- MATUSZKIEWICZ W., 2005. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- MITSCHE W.J., GOSSELINK J.G., 2000. *Wetlands*. Wiley, New York.
- MOCEK A., DRZYMAŁA S., MASZNER P., 2000. *Geneza, analiza i klasyfikacja gleb*. Wyd. AR, Poznań.
- NAEEM S., LI S., 1997. Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nat.* 390: 507-509.
- NYC K., 1995. Ekologiczne konsekwencje melioracji wodnych w spojrzeniu meliorantów. W: *Ekologiczne aspekty melioracji wodnych*. Red. L. Tomiałojć. Komitet Ochrony Przyrody PAN, Kraków: 13-25.
- OLDE VENTERINK H., WASSEN M.J., BELGERS J.D.M., VERHOEVEN J.T.A., 2001. Control of environmental variables on species density in fens and meadows: importance of direct effects and effects through community biomass. *J. Ecol.* 89: 1033-1040.
- OSTENDORP W., 1989. 'Die-back' of reeds in Europe – a critical review of literature. *Aquat. Bot.* 35: 5-26.
- PIELOU E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theor. Biol.* 13: 131-144.
- PODBIELKOWSKI Z., TOMASZEWICZ H., 1996. *Zarys hydrobotaniki*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- RIIS T., BIGGS B.J.F., 2003. Hydrologic and hydraulic control of macrophyte establishment and performance in streams. *Limnol. Oceanogr.* 48: 1488-1497.
- RØRSLETT B., 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquat. Bot.* 39: 173-193.
- RUTKOWSKI L., 1998. *Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski Niżowej*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- SHANNON C.E., WIENER W., 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- SIMPSON E.H., 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- SOKOŁOWSKA Z., MATYKA-SARZYŃSKA D., DĄBEK-SZREŃIAWSKA M., WYCZÓLKOWSKI A., 2004. Zależność pomiędzy niektórymi właściwościami powierzchniowymi i fizyko-chemicznymi utworów murszowych a procesami oddechowymi drobnoustrojów glebowych. *Acta Agrophys.* 3, 3: 593-601.
- STRAYER D.L., FINDLAY S.E.G., 2010. Ecology of freshwater shore zones. *Aquat. Sci.* 72: 127-163.
- SZAFER W., KULCZYŃSKI S., PAWŁOWSKI B., 1976. *Rośliny Polskie*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- TILMAN D., 1996. Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecol.* 77: 350-363.
- TOMASZEWICZ H., 1979. *Roślinność wodna i szuwarowa Polski*. Wyd. UW, Warszawa.
- VAN DUREN I.C., SCHNEIDER S., 2000. Nutrient limitation in three wet grassland communities on peat soils after long-term restoration management. W: *Nutrient limitations in drained and rewetted fen meadows*. Red. I.C. Van Duren. University of Groningen, Groningen: 75-87.
- WILLBY N.J., PYGOTT J.R., EATON J.W., 2001. Inter-relationships between standing crop, biodiversity and trait attributes of hydrophytic vegetation in artificial waterways. *Freshw. Biol.* 46: 883-902.
- WYSOCKI C., SIKORSKI P., 2000. *Zarys fitosocjologii stosowanej*. Wyd. SGGW, Warszawa.

EFFECT OF SOIL MOISTURE AND NUTRIENT AVAILABILITY ON FLORAL WETLAND DIVERSITY

Summary. The aim of the study was to test/evaluate the effect of site moisture and nutrient availability on wetland plant diversity. Possibilities of using such indices as: N:P and N:K ratios to assess habitat conditions influencing biodiversity were tested. Phytosociological and habitat studies were carried out in different types of wetlands (littoral zone, mid-forest wetlands) in years 2008 and 2009. The analysed sites were characterised by different moisture, pH and nutrient availability. The obtained results showed a significant influence of moisture conditions, pH and N:P ratio on the biodiversity of the analysed sites. Soil N:P and N:K ratios exhibited lower variability between sites than concentrations of individual nutrients, and better reflected the trophic status and nutrient availability for plants. These results indicate possibilities to apply the N:P ratio to describe habitat conditions. The direction of floristic changes in the studied sites depended mostly on moisture conditions and soil pH. These factors exerted a significant influence on trophic conditions and affected species composition and biodiversity. In drier sites, a transformation into the psammophyte community of *Calamagrostietum epigeji* was observed.

Key words: nutrients, moisture habitat, biodiversity, wetland

Adres do korespondencji – Corresponding address:

Agnieszka Ławniczak, Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Piątkowska 94 C, 60-649 Poznań, Poland, e-mail: lawnic@up.poznan.pl

Zaakceptowano do druku – Accepted for print:

13.06.2011

Do cytowania – For citation:

*Ławniczak A.E., 2011. Wpływ wilgotności siedliska i zasobności w składniki biogenne na bioróżnorodność flory obszarów podmokłych. *Nauka Przyr. Technol.* 5, 5, #88.*