

Adam Brysiewicz

## Próba wykorzystania populacji wybranych płazów do oceny jakości środowiska gruntowo-wodnego na terenach użytkowanych rolniczo

Współlistnienie rolnictwa i środowiska przyrodniczego – zwłaszcza gruntowo-wodnego – wymaga wypracowania swoistej równowagi pomiędzy działalnością rolniczą a przestrzenią niezbędną do życia fauny i flory [1]. Intensyfikacja rolnictwa, powiększanie arealów upraw monokulturowych, zwiększanie ilości nawozów oraz środków ochrony roślin, a także dynamiczny rozwój mechanizacji, niejednokrotnie wpłynął negatywnie na stan środowiska naturalnego, stając się – poprzez zanieczyszczenie gleb oraz wód powierzchniowych i gruntowych – zagrożeniem dla bytujących tam przedstawicieli świata zwierząt [2]. Obszary użytkowane rolniczo charakteryzuje bogata bioróżnorodność, a wśród zamieszkujących je organizmów grupą najbardziej dotkniętą współczesnymi – niesprzyjającymi przyrodzie – zmianami środowiskowymi są płazy. Stanowią one bardzo ważną część składową ekosystemów, gdyż z powodu swojej wyjątkowej podatności na negatywne zmiany zachodzące w środowisku naturalnym, są idealnymi bioindykatorami [3]. Pełnią również rolę naturalnych regulatorów liczebności organizmów, odżywiając się między innymi owadami. O występowaniu płazów decyduje zarówno środowisko wodne, w którym rozmnażają się i składają skrzek oraz środowisko lądowe, na którego obszarze żerują i hibernują [4]. Idealnym miejscem ich bytowania są więc obszary rolnicze, na których zlokalizowane są śródpolne zbiorniki wodne (tzw. oczka wodne), najczęściej pochodzenia polodowcowego. Płazy mogą znaleźć tu miejsce do rozrodu oraz przezimowania. Niestety stan tych niewielkich zbiorników wodnych w wyniku antropopresji i postępującej eutrofizacji ulega pogorszeniu, a ich liczebność w Polsce corocznie maleje. Ponadto na tempo ich zanikania mają wpływ czynniki naturalne, związane między innymi z rodzajem podłoża, sposobem zasilania oraz warunkami klimatycznymi [5].

W wyniku występujących niekorzystnych zmian środowiskowych populacje płazów w Polsce są stale zagrożone wyginięciem [6], przy czym do głównych przyczyn spadku ich liczebności można zaliczyć osuszanie, zasypywanie i dewastację miejsc ich bytowania i rozrodu [7], zmiany klimatyczne [8] oraz śmiertelność na drogach w trakcie wiosennych wędrówek rozrodczych [9]. Są one również gromadą bardzo wrażliwą na zmiany środowiskowe, zanieczyszczenia pestycydami oraz nanocząstkami [10]. Problem obniżenia liczebności płazów notowany jest nie tylko w Polsce, ale również w innych krajach Europy i świata [11].

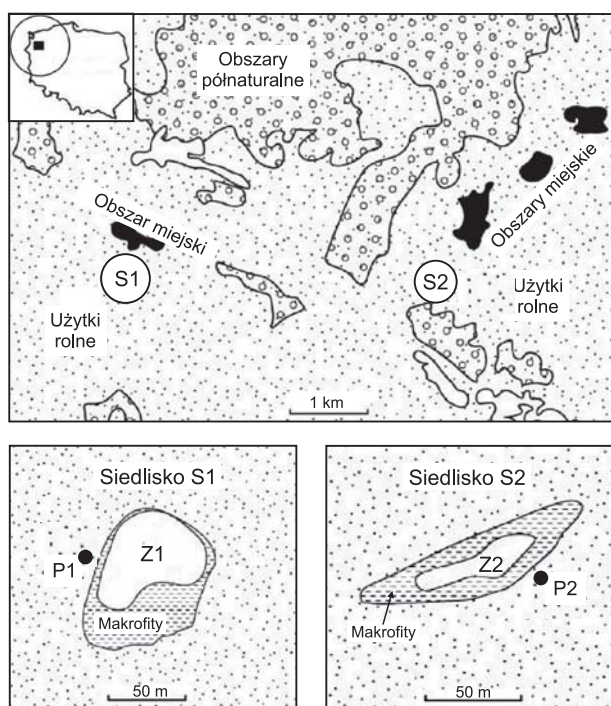
W celu zachowania biologicznej różnorodności środowiska na terenie państw członkowskich Unii Europejskiej od 1992 r. zaczęto wdrażać system ochrony zagrożonych składników przyrody w postaci Europejskiej Sieci NATURA 2000. Płazy idealnie wpisują się w te założenia, ponieważ ich wrażliwość na zmiany w środowisku ze względu na przepuszczalną skórę pozwalają wcześniej interweniować w przypadku zagrożeń. Obecnie podaje się, że około 30% dotychczas poznanych gatunków jest zagrożonych, a u ponad 50% zaobserwowano spadek ich liczebności [12]. Pomimo ważności tego problemu, nadal odczuwalny jest brak kompleksowego biomonitoringu środowiskowego, w celu pełniejszego oszacowania populacji płazów w Polsce wraz z rozpoznaniem ich siedlisk. Uchwycenie zmian wśród populacji płazów, będących bioindykatorami środowiska gruntowo-wodnego, pozwala na odpowiednio wczesne reagowanie na negatywne zmiany w środowisku rolniczym.

### Cel i zakres badań

Celem podjętych badań była próba oceny jakości wód powierzchniowych i gruntowych na podstawie analizy populacji płazów, jako bioindykatora środowiska gruntowo-wodnego na wybranym obszarze użytkowanym rolniczo. Badania przeprowadzono w latach 2013–2016. Objęły one obszar dwóch siedlisk, w których skład wchodziły śródpolne zbiorniki wodne (tzw. oczka wodne) i przylegające do nich użytki rolne zlokalizowane na terenie gminy Stare Czarnowo (woj. zachodniopomorskie). Monitoring środowiskowy trwał w poszczególnych latach od marca do końca lipca, to jest w czasie największej aktywności płazów. Równolegle prowadzono charakterystykę miejsc siedliskowych oraz ocenę stanu zanieczyszczenia wód powierzchniowych i gruntowych.

### Materiały i metody

Badaniami objęto charakterystyczne tereny w środkowej i południowej części województwa zachodniopomorskiego, gdzie dominują gleby brunatne wylugowane oraz kwaśne. W mezoregionie Wzgórza Bukowe (313.27), na którym znajduje się gmina Stare Czarnowo, licznie występują niewielkie polodowcowe zbiorniki wodne. Badane tereny w 32% zajmują grunty orne, z dominacją klas IVa (36,5%) oraz IIIb (26,2%). Obszar badawczy, pokazany schematycznie na rysunku 1, stanowiły dwa siedliska (oznaczone symbolami S1 i S2) zlokalizowane na polach



Rys. 1. Mapa zlewni z dwoma siedliskami płazów na terenach użytkowanych rolniczo w gminie Stare Czarnowo (woj. zachodniopomorskie, Polska)

Fig. 1. Map of the catchment with two amphibian habitats in the agricultural area of Gmina Stare Czarnowo (West Pomeranian Voivodeship, Poland)

uprawnych w gminie Stare Czarnowo. Na wyznaczonych terenach badawczych znajdowały się dwa śródpolne zbiorniki wodne, które pomimo niewielkiego oddalenia od siebie (w linii prostej 6,8 km) oraz podobnej powierzchni były zróżnicowane pod względem stopnia zarastania makrofitami oraz wpływu antropopresji. Oba zbiorniki były bezodpływowe, zasilane tylko wodami gruntowymi, opadowymi i spływami powierzchniowymi z przyległych terenów rolniczych. Pierwsze siedlisko płazów (S1) było zlokalizowane we wsi Żeliszewice. Na użytkowanym gruncie znajdował się pierwszy z omawianych zbiorników wodnych (Z1) o powierzchni 0,7 ha. Ze wszystkich stron był on otoczony użytkami rolnymi i brak było zadrzewienia. Powierzchnia zlewni zbiornika Z1 wynosiła 52 ha. Drugie siedlisko płazów (S2) znajdowało się we wsi Stare Czarnowo. Na jednym z pól uprawnych znajdował się drugi zbiornik wodny (Z2) o powierzchni 0,5 ha, który intensywnie porastał makrofitami. Powierzchnia zlewni zbiornika Z2 wynosiła 18 ha.

Biomonitoring prowadzono w celu określenia występowania płazów w zbiornikach wodnych i na gruntach przyległych w odcinkach 10 m od linii brzegowej. Badania terenowe prowadzono kilkakrotnie w miesiącu w różnych porach dnia, a także dokonywano nocnych kontroli zbiorników, aby zarejestrować płazy aktywne o tej porze. Zastosowano metodę badań bezpośrednich, polegającą na znalezieniu osobników dorosłych, młodocianych oraz kijanek (przy użyciu czerpaka herpetologicznego). Przynależność gatunkową osobników dorosłych ustalono na podstawie klucza [13] oraz na podstawie głosów godowych wydawanych przez samce. Ze względu na trudności z jednoznacznym oznaczeniem gatunku i możliwością hybrydyzacji, żabę jeziorkową i żabę wodną (*Pelophylax lessonae* i *Pelophylax esculentus*) umieszczono w grupie żab zielonych. Po określeniu przynależności gatunkowej

sumowano wszystkie oznaczone osobniki i w ramach każdego gatunku wyliczono liczebność całkowitą. Jednocześnie raz w miesiącu (w całym czteroletnim czasie badań) pobierano próbki wód powierzchniowych ze śródpolnych zbiorników wodnych (Z1 i Z2) oraz wód gruntowych z zamontowanych w tym celu piezometrów (P1 i P2) na głębokości 2,5–3,0 m.

Próbki wody pobierano zgodnie z obowiązującymi normami i przewożono do Laboratorium Badawczego Chemii Środowiska ITP w Falentach. W wodzie oznaczano następujące wskaźniki: azotany, azot amonowy, fosforany, sód, potas, wapń, magnez, żelazo, mangan i cynk. Zawartość związków azotu oraz fosforanów oznaczano metodą kolorymetryczną za pomocą automatycznego analizatora przepływowego firmy Skalar, zawartość jonów wapnia, magnezu, żelaza, manganu i cynku metodą atomowej spektrometrii absorpcyjnej (płomieniowej), natomiast jonów sodu i potasu metodą emisyjną za pomocą spektrometru do absorpcji atomowej SOLAAR S firmy Thermo Elemental. Przewodność właściwą i pH wody mierzono w terenie za pomocą konduktometru oraz pH-metru firmy Slandi.

Wyniki badań jakości wody opracowano statystycznie w programie Statistica 12.5 PL. W celu stwierdzenia różnic istotnych statystycznie zastosowano jednoczynnikową analizę wariancji (ANOVA,  $p < 0,01$ ), a następnie wykorzystano test post-hoc Duncana ( $p < 0,01$ ) w celu porównania wartości średnich w próbach.

W przypadku każdego z omawianych zbiorników wodnych określono wartość tzw. wskaźnika dogodności siedliska (HSI – habitat suitability index). Jest to pośrednia metoda inwentaryzacji, określająca (na podstawie związków pomiędzy cechami poszczególnych siedlisk) czy i jak bardzo spełniają one wymagania danych gatunków. Zastosowany w badaniach model został opracowany w Wielkiej Brytanii i dotyczy traszki grzebieniastej [14]. HSI jest wskaźnikiem numerycznym, który przyjmuje wartości z przedziału od 0 do 1, gdzie 0 określa siedlisko nieodpowiednie, a 1 – optymalne. W celu określenia wartości wskaźnika HSI oceniano 10 podstawowych parametrów badanego środowiska, przyjmując wartości od 0,01 do 1, zgodnie z metodą podaną w pracy [14]. Dodatkowo, w celu określenia podobieństwa dwóch zbiorników we wszystkich sezonach badawczych, zastosowano współczynnik podobieństwa Jaccarda (JSI) w postaci [15]:

$$JSI = C / (C + N_1 + N_2) \quad (1)$$

w której:

C – liczba gatunków wspólnych w obu próbach

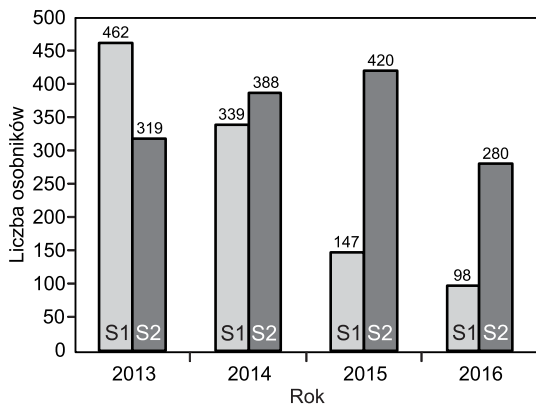
$N_1$  – liczba gatunków występujących tylko w pierwszej próbie

$N_2$  – liczba gatunków występujących tylko w drugiej próbie

## Wyniki badań

### Charakterystyka płazów

W czasie czteroletnich badań, w obu monitorowanych siedliskach oznaczono siedem gatunków płazów bezogonowych oraz jeden gatunek płaza ogoniastego. Największą dominację stanowiły żaby zielone (*Pelophylax lessonae*/*P. esculentus*) oraz żaby brunatne (*Rana temporaria* i *R. arvalis*). W sumie w czasie badań oznaczono 2453 osobniki płazów w obu badanych siedliskach, z czego w siedlisku S1 corocznie notowano spadek populacji, natomiast w siedlisku S2 proporcje ulegały zmianom (rys. 2).



Rys. 2. Ogólna liczba płazów w obu siedliskach (S1 i S2)

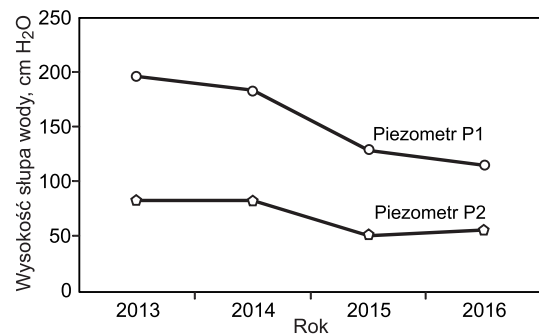
Fig. 2. Total number of amphibians in the two habitats (S1 and S2)

W siedlisku S1 największą liczebność stanowiły żaby brunatne, których łącznie oznaczono 546. Wśród tej grupy zdecydowaną dominację wykazała *R. arvalis*, której liczebność całkowita w 2013 r. wyniosła 205 osobników, a łącznie w czteroletnim czasie badań oznaczono 382 osobniki tego gatunku. Dużą liczebnością w siedlisku S1 wykazała się również grupa żab zielonych. Łącznie stwierdzono występowanie 350 osobników, z czego prawie połowę oznaczono w 2013 r. Najmniej liczny gatunek występującym w tym siedlisku była *Hyla arborea*, która pojawiła się jedynie w 2013 r. i 2014 r. w liczbie 4 osobników. W siedlisku tym stwierdzono również obecność *Bombina bombina* (63 osobniki) oraz *Bufo bufo* (41 osobników) *Lissotriton vulgaris* (42 osobniki) (tab. 1).

W siedlisku S2 najwięcej osobników stwierdzono w grupie żab zielonych. Corocznie ich populacja utrzymywała się na wysokim poziomie, zawsze przekraczając liczbę 100 osobników. Dużą liczebnością charakteryzowały się również żaby brunatne – *R. arvalis* liczyła 224 osobniki, a *R. temporaria* – 278 osobników. Jedyń przedstawiciel płazów ogoniastych (*L. vulgaris*) liczył 100 osobników, jednak corocznie jego obecność w badanych próbach malała do tego stopnia, że w 2016 r. naliczono jedynie 11 osobników. Ponadto w tym siedlisku stwierdzono corocznie obecność *B. bombina* (łącznie 32 osobniki), a także w ostatnich dwóch latach na badanym obszarze pojawiły się dwa wcześniej nienotowane gatunki – *B. bufo* (19 osobników) oraz *H. arborea* (13 osobników). W każdym z czterech sezonów badawczych oznaczano również licznie gatunek *P. fuscus* (łącznie 201 osobników), którego obecności nie stwierdzono w ogóle w siedlisku S1 (tab. 1).

### Charakterystyka warunków środowiskowych

Oba badane siedliska w latach 2013–2016 zmieniały się corocznie, co miało też wpływ na populację płazów zamieszkujących badane miejsca. Przeobrażeniom ulegała powierzchnia zbiorników wodnych, które w wyniku zmian klimatycznych (susza atmosferyczna w 2015 r.), a w konsekwencji obniżenia poziomu wód gruntowych, corocznie podsychały. Zbiornik wodny Z1 w czteroletnim czasie badań miał średnią powierzchnię równą 0,7 ha, jednakże w 2016 r. jego powierzchnia zmalała do 0,3 ha, na co miała wpływ nie tylko susza, ale również zabiegi osuszania gruntów ornych, które doprowadziły do zmniejszenia powierzchni zbiornika o ponad 60%. Ponadto znacznie (o ponad 40%) obniżył się poziom wód gruntowych w piezometrze P1 – w 2013 r. poziom ten wynosił średnio 196 cm, a w 2016 r. już tylko 115 cm (rys. 3). W obszarze siedliska S2 również zaobserwowano coroczne obniżanie się poziomu wód gruntowych, a co za tym idzie – zmniejszenie powierzchni zbiornika Z2 o 0,2 ha, co w dużej części wynikało z jego stopniowego zarastania przez roślinność szuwarową. Poziom wód gruntowych na tym obszarze od początku był niski (w latach 2013–2014 – 83 cm), natomiast w ostatnim czasie uległ obniżeniu średnio do 55 cm (rys. 3). Zatem na przestrzeni czterech lat badań zanotowano spadek poziomu wód gruntowych w piezometrze P2 o 33%.



Rys. 3. Poziom wód gruntowych w piezometrach zlokalizowanych w obu siedliskach płazów (S1 i S2) w latach 2013–2016

Fig. 3. Groundwater level in piezometers located in the two amphibian habitats (S1 and S2) in the period 2013–2016

Oba analizowane zbiorniki wodne występowały na polach uprawnych o glebie brunatnej, zalegającej na glinie średniej klasy IVa. Zbiornik Z1 otoczony był niewielką ilością krzewów, dookoła nie występowało zadrzewienie, a linię brzegową porastały trzcina pospolita (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud) i pałka szerokolistna (*Typha*

Tabela 1. Skład gatunkowy oraz ogólna liczba płazów w obu siedliskach (S1 i S2)

Table 1. Species composition and a total number of amphibians in the two habitats (S1 and S2)

Gatunek	Siedlisko S1				Siedlisko S2			
	2013	2014	2015	2016	2013	2014	2015	2016
<i>Pelophylox lessonae</i> / <i>Pelophylox esculentus</i> *	150	110	66	24	135	112	173	120
<i>Rana arvalis</i>	205	156	14	7	80	118	16	10
<i>Rana temporaria</i>	62	44	42	16	20	70	133	55
<i>Bufo bufo</i>	15	12	9	5	0	0	4	15
<i>Pelobates fuscus</i>	0	0	0	0	35	55	69	42
<i>Bombina bombina</i>	4	3	10	46	4	4	0	24
<i>Hyla arborea</i>	0	1	3	0	0	0	10	3
<i>Lissotriton vulgaris</i>	26	13			45	29	15	11

\*Ze względu na trudności z jednoznacznym oznaczeniem do gatunku oba gatunki umieszczono łącznie



*latifolia* L.). W toni wodnej zlokalizowano zbiorowiska roślinności zanurzonej, przy czym dominowały dwa gatunki – rdest ziemnowodny (*Persicaria amphibia* (L.) Delarbre) i rdestnica pływająca (*Potamogeton natans* L.). Zbiornik Z2 w ostatnich latach intensywnie był porastany przez roślinność szuwarową – mannę mielec (*Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb.), trzcinę pospolitą i pałkę szerokolistną. Na powierzchni zbiornika oznaczono również roślinność zanurzoną, której głównymi przedstawicielami były rogatek sztywny (*Ceratophyllum demersum* L.) oraz rzęsa wodna (*Lemna* L.).

Wartości wskaźnika dogodności siedliska (HSI) w przypadku siedliska S1 wyniosły 0,6, a siedliska S2 – 0,8. Według kryteriów oceny tylko siedlisko S2 stanowiło odpowiednie warunki środowiskowe do bytowania płazów (HSI > 0,08), natomiast siedlisko S1 przedstawiało warunki niezadowolające (HSI = 0,51 ÷ 0,79). Warto zaznaczyć, że wartości tego wskaźnika nie były na tyle małe, aby je uznać za złe do bytowania płazów (HSI < 0,5), jednakże niska wartość HSI w siedlisku S1 była niepokojąca. Porównując oba siedliska ze sobą wykorzystano współczynnik podobieństwa Jaccarda, którego wartość wynosiła 0,35. Wynik ten wykazał, że oba siedliska różniły się między sobą, gdyż wartości bliskie 0 świadczą o różnorodności pomiędzy grupami badawczymi, a bliskie 1 – o podobieństwie.

### Ocena wskaźników hydrochemicznych

Przeprowadzone w latach 2013–2016 badania wskaźników jakości wód powierzchniowych (zbiorniki Z1 i Z2) oraz wód gruntowych z przylegających do nich pól uprawnych (piezometry P1 i P2) wykazały zróżnicowanie jakości wód w omawianych siedliskach płazów (S1 i S2). Zebrane w wierszach tabeli 2 średnie wartości poszczególnych wskaźników, które zostały oznaczone różnymi indeksami górnymi różniły się statystycznie istotnie ( $p < 0,01$ ) – wartości oznaczone takimi samymi indeksami nie były istotne statystycznie ( $p > 0,01$ ). W obu badanych zbiornikach pH wody było obojętne i wynosiło w Z1 – 7,14, a w Z2 – 7,32. Stosunkowo niewielkie zmniejszenie wartości pH odnotowano jedynie w przypadku wód gruntowych, gdzie w wodzie z piezometru P2 wyniosło ono 7,03, a z piezometru P1 – 6,51. Różnice wartości pH wody w czteroletnim czasie badań były niewielkie, a analiza statystyczna nie wykazała istotnych różnic ( $p > 0,01$ ). Stwierdzono natomiast różnice w wartościach przewodności właściwej wody w badanych siedliskach. W przypadku siedliska S1 zanotowano bardzo małe wartości tego wskaźnika w wodach powierzchniowych, a także w wodach gruntowych. Przewodność właściwa wody w zbiorniku Z1 wynosiła średnio 109  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , a w piezometrze P1 – 181  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , podczas gdy w siedlisku S2 wyniosła ona odpowiednio 448  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Z2) i 741  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (P2). Analiza statystyczna wykazała występowanie różnic wysoce istotnych statystycznie porównując wartości przewodności właściwej wody w obu siedliskach, ale także pomiędzy wodami w zbiorniku Z2 i piezometrze P2 ( $p < 0,01$ ).

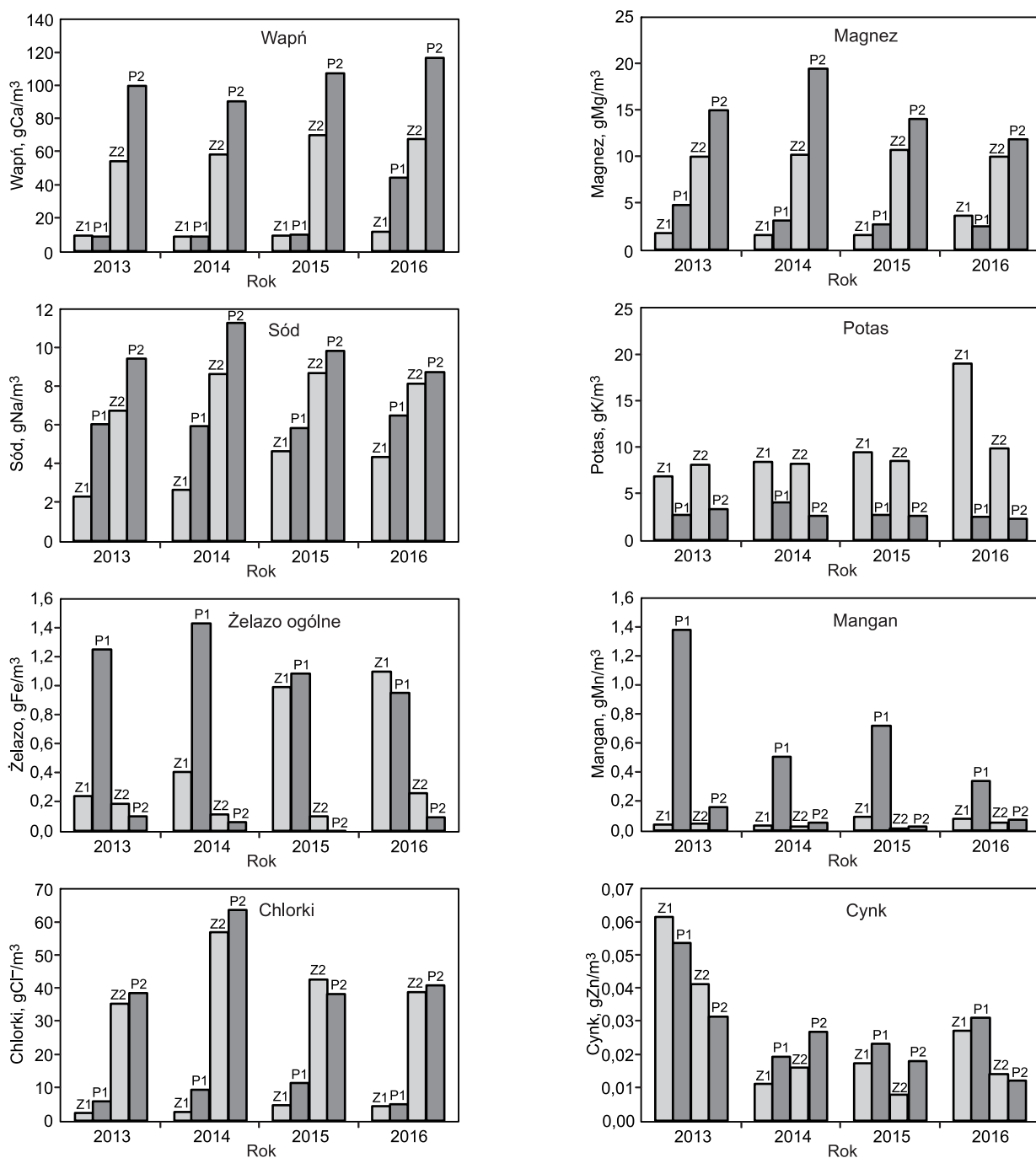
Średnia zawartość biogenów ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  i  $\text{PO}_4^{3-}$ ) wskazuje na niewielkie zanieczyszczenie wód powierzchniowych oraz gruntowych w obu badanych siedliskach. W przypadku siedliska S1 zanotowano mniejszą zawartość azotanów, w porównaniu do siedliska S2, w wodach powierzchniowych i gruntowych, jednakże nie były to różnice istotne statystycznie ( $p > 0,01$ ). Stwierdzono stosunkowo niewielkie różnice w zawartości fosforanów w wodach obu siedlisk. Mniejsze wartości odnotowano w wodach zbiornika Z2 oraz piezometru P2, jednakże nie były to różnice

Tabela 2. Jakość wód powierzchniowych i gruntowych w obu siedliskach płazów (wartość średnia  $\pm$  odchylenie standardowe)  
Table 2. Surface and groundwater quality in the two amphibian habitats (mean  $\pm$ SD)

Wskaźnik, jednostka	Siedlisko S1		Siedlisko S2	
	Z1	P1	Z2	P2
pH	7,14 <sup>a</sup> $\pm 0,42$	6,51 <sup>a</sup> $\pm 0,21$	7,32 <sup>a</sup> $\pm 0,34$	7,03 <sup>a</sup> $\pm 0,27$
Przewodność właściwa, $\mu\text{S}/\text{cm}$	109 <sup>a</sup> $\pm 37,36$	181 <sup>a</sup> $\pm 48,26$	448 <sup>b</sup> $\pm 56,53$	741 <sup>c</sup> $\pm 116,44$
Azotany, $\text{gNO}_3^-/\text{m}^3$	0,19 <sup>a</sup> $\pm 0,19$	0,58 <sup>a</sup> $\pm 0,73$	0,23 <sup>a</sup> $\pm 0,29$	2,12 <sup>a</sup> $\pm 2,55$
Azot amonowy, $\text{gNH}_4^+/\text{m}^3$	1,05 <sup>b</sup> $\pm 0,86$	0,44 <sup>a</sup> $\pm 0,31$	0,47 <sup>a</sup> $\pm 0,28$	0,49 <sup>a</sup> 0,34
Fosforany, $\text{gPO}_4^{3-}/\text{m}^3$	0,12 <sup>a</sup> $\pm 0,09$	0,13 <sup>a</sup> $\pm 0,07$	0,11 <sup>a</sup> $\pm 0,06$	0,06 <sup>a</sup> $\pm 0,04$
Chlorki, $\text{gCl}^-/\text{m}^3$	8,93 <sup>a</sup> $\pm 3,6$	12,16 <sup>a</sup> $\pm 3,76$	45,49 <sup>b</sup> $\pm 20,19$	45,26 <sup>b</sup> $\pm 12,22$
Sód, $\text{gNa}/\text{m}^3$	3,3 <sup>a</sup> $\pm 1,11$	6,08 <sup>b</sup> $\pm 0,29$	8,13 <sup>c</sup> $\pm 1,34$	9,84 <sup>c</sup> $\pm 1,07$
Potas, $\text{gK}/\text{m}^3$	8,65 <sup>b</sup> $\pm 2,42$	2,99 <sup>a</sup> $\pm 0,73$	8,3 <sup>b</sup> $\pm 2,58$	2,66 <sup>a</sup> $\pm 0,43$
Magnez, $\text{gMg}/\text{m}^3$	1,63 <sup>a</sup> $\pm 0,42$	3,26 <sup>a</sup> $\pm 1,07$	10,29 <sup>b</sup> $\pm 0,87$	15,06 <sup>c</sup> $\pm 3,2$
Wapń, $\text{gCa}/\text{m}^3$	8,9 <sup>a</sup> $\pm 2,91$	17,68 <sup>b</sup> $\pm 17,66$	61,55 <sup>c</sup> $\pm 9,27$	103,68 <sup>d</sup> $\pm 11,16$
Żelazo ogólne, $\text{gFe}/\text{m}^3$	0,59 <sup>b</sup> $\pm 0,55$	1,18 <sup>b</sup> $\pm 0,21$	0,13 <sup>a</sup> $\pm 0,13$	0,07 <sup>a</sup> $\pm 0,04$
Mangan, $\text{gMn}/\text{m}^3$	0,06 <sup>a</sup> $\pm 0,08$	0,74 <sup>b</sup> $\pm 0,46$	0,03 <sup>a</sup> $\pm 0,03$	0,08 <sup>a</sup> $\pm 0,06$
Cynk, $\text{gZn}/\text{m}^3$	0,03 <sup>a</sup> $\pm 0,03$	0,03 <sup>a</sup> $\pm 0,02$	0,05 <sup>a</sup> $\pm 0,16$	0,02 <sup>a</sup> $\pm 0,01$

istotne statystycznie ( $p > 0,01$ ). Małe i bardzo zbliżone do siebie zawartości azotu amonowego stwierdzono w wodach gruntowych (P1 i P2) oraz w zbiorniku Z2. Większe zawartości odnotowano jedynie w wodach powierzchniowych (Z1), gdzie przekroczyły one 1,0  $\text{gNH}_4^+/\text{m}^3$ . Porównując je z wartościami uzyskanymi w zbiorniku Z2 oraz wodami gruntowymi, stwierdzono występowanie różnic wysoce istotnych statystycznie ( $p < 0,01$ ).

Wyniki badań zawartości chlorków w wodach powierzchniowych i gruntowych w obu siedliskach wykazały znaczne różnice (rys. 4). W wodzie powierzchniowej (Z1) oraz gruntowej (P1) siedliska S1 zawartość chlorków była mała – odpowiednio 8,93  $\text{gCl}^-/\text{m}^3$  i 12,16  $\text{gCl}^-/\text{m}^3$ , podczas gdy w siedlisku S2 ich średnia zawartość w obu wodach przekraczała 45  $\text{gCl}^-/\text{m}^3$ . Analiza wariancji wykazała występowanie różnic wysoce istotnych statystycznie pomiędzy jakością wód w obu siedliskach ( $p < 0,01$ ). Podobnie duże rozbieżności stwierdzono w zawartości jonów wapnia i magnezu. Porównując wyniki analiz chemicznych wód w obu siedliskach zaobserwowano zdecydowanie większe zawartości omawianych pierwiastków w wodach siedliska S2 (rys. 4). Wyraźnie różnice dotyczyły jonów wapnia – w siedlisku S2 uzyskane wartości kilkakrotnie przekraczały wartości stwierdzone w wodach siedliska S1. Porównując zawartość magnezu w wodach obu siedlisk stwierdzono występowanie różnic wysoce istotnych statystycznie ( $p < 0,01$ ). Dodatkowo zanotowano różnice istotne statystycznie pomiędzy próbkami pobranymi ze zbiornika Z2 i piezometru P2. W przypadku wapnia odnotowano występowanie różnic istotnych statystycznie pomiędzy wszystkimi próbkami.



Rys. 4. Zawartość wybranych jonów w wodach powierzchniowych (Z1 i Z2) i gruntowych (P1 i P2) w obu siedliskach  
 Fig. 4. Content of selected ions in surface water (Z1 and Z2) and groundwater (P1 and P2) in the two habitats

Zawartość jonów sodu była również większa w wodach siedliska S2 (Z2 i P2 – rys. 4). Analiza wariancji wykazała występowanie różnic wysoce istotnych statystycznie pomiędzy siedliskami, a ponadto pomiędzy Z2 i P2. W tym zakresie nie stwierdzono różnic istotnych statystycznie pomiędzy wodami w siedlisku S1 ( $p > 0,01$ ).

W obu badanych siedliskach stwierdzono ponad 2-krotnie większą zawartość potasu w wodach powierzchniowych niż w wodach gruntowych (rys. 4). Na przykład w wodzie powierzchniowej ze zbiornika Z1 wyniosła ona  $8,65 \text{ gK/m}^3$ , a w wodzie gruntowej z piezometru P1 –  $2,99 \text{ gK/m}^3$ . Różnice te były istotne statystycznie ( $p < 0,01$ ). Odnotowano stosunkowo małą zawartość jonów manganu i cynku w wodach (rys. 4). Jedynie w wodzie gruntowej z piezometru P1 była ona podwyższona i stwierdzono występowanie różnic istotnych statystycznie ( $p < 0,01$ ).

### Dyskusja wyników

Grupą kręgowców najbardziej narażoną na wyginiecie, wyjątkowo cenną przyrodniczo i stale będącą w Polsce pod ochroną, są płazy [16]. Ze względu na dwuśrodowiskowy tryb życia, cienką i przepuszczalną skórę, są one zaliczane do najlepszych bioindykatorów środowiska przyrodniczego. Przeświadczenie, że liczna obecność płazów, szczególnie gatunków najwrażliwszych na zanieczyszczenia, świadczy o dobrej kondycji środowiska, nie jest do końca prawdziwe. Badania wykazały, że płazy unikają wód skrajnie zanieczyszczonych, między innymi w siedliskach skażonych olejami, lecz potrafią się zaadaptować do wód o podwyższonej zawartości biogenów [17].

Dużym zagrożeniem bioróżnorodności siedlisk płazów jest postępująca eutrofizacja wód. Nadmiar fosforu, zwiększający produkcję biologiczną, prowadzi do zakwitów

i stopniowego zarastania zbiornika wodnego. Proces ten drastycznie zmniejsza ilość tlenu w wodzie, co skutkuje obumieraniem organizmów, a także larwalnych stadiów płazów [17]. Odkładanie się na dnie warstwy osadów dennych prowadzi w konsekwencji do wypływania i zanikania zbiorników wodnych. Pomimo znacznej ilości osadów dennych w obu badanych zbiornikach (Z1 i Z2) nie stwierdzono znacznej zawartości fosforanów. Jakkolwiek nie wyznaczono wartości granicznych związków biogenych w stałych zbiornikach naturalnych [18], to jednak badania laboratoryjne wykazały, że już niewielkie ilości związków azotu mogą wpływać negatywnie na rozwój płazów, a azotany w ilości  $12,5 \text{ gNO}_3^-/\text{m}^3$  oraz azot amonowy w ilości powyżej  $25 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^3$  wywołują ich śmierć [16]. Wyniki analiz chemicznych na zawartość biogenów w wodach badanych siedlisk pozwoliły uznać, że ich obecność nie stwarzała zagrożenia bytowania płazów. Również niewielka wartość przewodności właściwej wód powierzchniowych (Z1 i Z2) kwalifikuje omawiane zbiorniki do I–II klasy jakości [18]. Podwyższoną przewodność właściwą wody gruntowej stwierdzono tylko w przypadku siedliska S2, którego wodę zakwalifikowano do II klasy jakości [19]. Podwyższona była tam również zawartość wapnia, jednak nie stwierdzono przemieszczania się tego składnika do wód powierzchniowych, w których płazy przystępują do rozrodu i gdzie przebiega ich rozwój embrionalny i larwalny. Zwiększoną ilość manganu odnotowano również w wodzie gruntowej z piezometru P2, ale również nie miało to wpływu na jakość wody w sąsiednim zbiorniku. Można przypuszczać, że te związki wymywane z gleby mogą wpływać na rozwój stadiów młodocianych płazów, ponieważ są one najwrażliwsze na zmiany jakości wód [20]. Istotnym czynnikiem w prawidłowym rozwoju płazów jest również pH wody – w obu badanych zbiornikach stwierdzono wartości pH zbliżone do obojętnej. Zakwaszenie wody wpływa na zahamowanie zapłodnienia i rozwoju zarodkowego, a tym samym zwiększa poziom zagrożenia wobec populacji płazów [21].

Jakość wody jest o tyle istotna, że w badanych siedliskach stwierdzono występowanie gatunków szczególnie zagrożonych, będących na tzw. czerwonej liście (The IUCN Red List of Threatened Species). W oparciu o kategorie przyjęte w tym wykazie wyodrębniono cztery grupy zagrożenia [22]. Spośród oznaczonych w badanych siedliskach gatunków płazów zanotowano obecność skrajnie zagrożonej (CR) *P. lessonae* (żaby zielone), a także gatunków o wysokim (VU) i bardzo wysokim (EN) narażeniu na wyginięcie – *H. arborea* oraz *L. vulgaris*. Wśród gatunków niższego ryzyka (LR), ale bliskich zagrożeniu, stwierdzono obecność między innymi *B. bufo*.

Jak dowodzą liczne prace naukowe, nie tylko jakość wody ma wpływ na rozmieszczenie populacji płazów. Najkorzystniejsze warunki siedliskowe oraz zwiększona liczebność płazów charakteryzuje zbiorniki wodne z silnie wykształconą strefą ekotonową [23]. Spośród omawianych w niniejszej pracy ekosystemów, lepsze warunki siedliskowe stwarzało siedlisko S2, którego strefa przejściowa pomiędzy zbiornikiem a gruntem ornym była porośnięta krzewami i niewielkimi drzewami liściastymi. Oba badane siedliska płazów podlegały silnej antropopresji, jednakże zbiornik wodny Z1, oprócz intensywnego oddziaływania rolniczego, wykorzystywany był w latach 2013–2016 jako miejscowy akwen rekreacyjny. Zbiornik ten, w porównaniu do zbiornika Z2, charakteryzował się większą bioróżnorodnością ichtiofauny, był także zarybiany, przez co stanowił

miejsce do prowadzenia amatorskiego połowu ryb [24]. Stwierdzono, że duża liczba ryb w zbiorniku wpływa znacząco na spadek liczebności płazów [25].

Pomimo oznaczenia ośmiu gatunków płazów, w obu siedliskach nie stwierdzono obecności *Epidalea calamita*, gatunku popularnego w Polsce, lecz nie we wszystkich regionach [25]. Podobnie jak w badaniach prowadzonych na terenie Puszczy Bukowej w okolicy Starego Czarnowa, potwierdzono występowanie dużej liczby żab zielonych i żab brunatnych, a także występowanie *B. bufo* [26]. Nielicznie na tym obszarze występowała *H. arborea* i *B. bombina* [27]. W latach 2013–2016 oznaczono występowanie tylko jednego gatunku płazów ogoniastych – traszki zwyczajnej (*Lissotriton vulgaris*). Nie stwierdzono obecności traszki grzebieniastej (*Triturus cristatus*), mimo że była ona notowana w pobliskiej Puszczy Bukowej [26].

Prowadzony monitoring środowiskowy oraz poczynione obserwacje własne pozwoliły zaobserwować, że oba analizowane siedliska różniły się od siebie, lecz obszar siedliska S1 stwarzał gorsze warunki do życia płazów, o czym świadczyły wartości wskaźnika dogodności siedliska (HSI) oraz współczynnika podobieństwa Jaccarda.

Rozmieszczenie i stan populacji płazów na obszarze Polski nie są dostatecznie poznane. Wiadomo jedynie, że na większości zasiedlonych przez nie obszarów ich populacje ulegają zmniejszeniu, a w wielu miejscach poszczególne gatunki wyginęły całkowicie [28]. Dzieje się tak, pomimo objęcia ich ochroną. Zmiany środowiskowe i klimatyczne potęgują wzrost zagrożenia życia płazów, gdyż mają one małą zdolność do rozpraszania i migracji [29]. Należałoby więc wprowadzić stały monitoring miejsc siedliskowych, który pozwoli na oszacowanie zmian w populacjach płazów w większym przedziale czasu.

## Podsumowanie

Problematyka zmniejszania się populacji płazów i występowania szeregu zagrożeń wynikających z intensyfikacji rolnictwa, podsychania i zanikania miejsc rozrodczych jest aktualna i wymaga szerokich badań interdyscyplinarnych. Mimo że obszar badanych siedlisk płazów był zlokalizowany na użytkowanych gruntach rolnych można stwierdzić, że stwarzały one odpowiednie warunki do życia i rozwoju kilku gatunków tych dwuśrodowiskowych kręgowców. Liczebność i różnorodność płazów na tym obszarze była związana ze stopniem eutrofizacji wód i różnorodnymi warunkami środowiskowymi. Przeprowadzone badania wód powierzchniowych i gruntowych na monitorowanym obszarze wykazały dobry stan jakości siedlisk płazów, co potwierdza ich liczne występowanie w analizowanych siedliskach. Badane wody charakteryzowały się małą zawartością biogenów, a podwyższone ilości wapnia, żelaza i manganu w wodach gruntowych nie miały wpływu na jakość wód w zbiornikach będących siedliskami płazów.

W czasie prowadzonych badań w obu siedliskach dominowały żaby zielone i żaby brunatne, przy czym spośród żab zielonych najczęściej odnotowano obecność *P. lessonae/P. esculentus*, natomiast wśród żab brunatnych dominowała *R. arvalis*. W obu siedliskach wodnych tylko sporadycznie występowała *H. arborea* i *P. fuscus*.

Współczynnik podobieństwa Jaccarda wykazał zróżnicowanie badanych siedlisk, a ocena wartości wskaźnika dogodności siedliska (HSI) dowiodła, że tylko siedlisko gruntowo-wodne S1 stwarzało odpowiednie warunki do bytowania płazów.



*Autor serdecznie dziękuje panu dr. Piotrowi Robakowskiemu za pomoc w realizacji prac terenowych.*

## LITERATURA

1. K. KOKOSZKA: Ochrona środowiska na terenach wiejskich w świetle nowej perspektywy Wspólnej Polityki Rolnej Unii Europejskiej 2014–2020. *Studia Ekonomiczne. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego w Katowicach* 2014, vol. 166, ss. 139–149.
2. A. MCLAUGHLIN, P. MINEAU: The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 1995, Vol. 55, pp. 201–212.
3. A. R. BLAUSTEIN, D. B. WAKE, W. P. SOUSA: Amphibian declines: Judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology* 1994, Vol. 8, pp. 60–71.
4. D. POREJ, M. MICACCHION, T. E. HETHERINGTON: Core terrestrial habitat for conservation of local populations of salamanders and wood frogs in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 2004, Vol. 120, pp. 403–413.
5. P. PIENKOWSKI, M. PODLASIŃSKI, K. KARAS: Próba oceny wpływu położenia oczek wodnych w rzeźbie terenu na tempo ich zanikania. *Woda–Środowisko–Obszary Wiejskie* 2010, t. 10, z. 1(29), ss. 167–174.
6. D. J. HOCKING, K. J. BABBITT: Amphibian contributions to ecosystem services. *Herpetological Conservation and Biology* 2014, Vol. 9, No. 1, pp. 1–17.
7. M. BARINAGA: Where have all the froggies gone? *Science* 1990, Vol. 247, pp. 1033–1034.
8. C. CAREY, M. A. ALEXANDER: Climate change and amphibian declines: Is there a link? *Diversity and Distributions* 2003, Vol. 9, pp. 111–121.
9. M. BRZEZIŃSKI, G. ELIAVA, M. ŻMIHORSKI: Road mortality of pond-breeding amphibians during spring migrations in the Mazurian Lakeland, NE Poland. *European Journal of Wildlife Research* 2012, Vol. 58, pp. 685–693.
10. M. LEBKOWSKA, M. ZAŁĘSKA-RADZIWIŁŁ: Występowanie i ekotoksyczność nanocząstek (Nanoparticles: Mode of occurrence and ecotoxicity). *Ochrona Środowiska* 2011, vol. 33, nr 4, ss. 23–26.
11. S. A. CUSHMAN: Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation* 2006, Vol. 128, pp. 231–240.
12. IUCN 2015: The IUCN Red List of Threatened Species. An Analysis of Amphibians on the 2015 IUCN Red List (<http://www.iucnredlist.org/initiatives/amphibians>).
13. L. BERGER: Płazy i gady Polski – klucz do oznaczania. PWN, Warszawa–Poznań 2000.
14. R. S. OLDHAM, J. KEEBLE, M. J. S. SWAN, M. JEFFCOTE: Evaluating the suitability of habitat for the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Herpetological Journal* 2000, Vol. 10, pp. 143–155.
15. D. LAURENCIO, L. A. FITZGERALD: Environmental correlates of herpetofaunal diversity in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 2010, Vol. 26, pp. 521–531.
16. K. KOLENDA, M. SENZE, M. KOWALSKA-GÓRALSKA: Zanieczyszczenia wybranych siedlisk płazów. *Chrońmy Przyrodę Ojczyzn* 2014, vol. 70, ss. 437–444.
17. K. KOLENDA, Ł. ŚWIĄTEK, J. SZARY, M. KACZMARSKI, K. PSTROWSKA: Oleje przetworzone jako zagrożenie dla płazów. *Kosmos* 2015, t. 64, nr 1, ss. 165–172.
18. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. Dziennik Ustaw RP z 5 sierpnia 2016 r., poz. 1187.
19. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 21 grudnia 2015 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu jednolitych części wód podziemnych. Dziennik Ustaw RP z 19 stycznia 2016 r., poz. 85.
20. J. FREDA: The effects of aluminum and other metals on amphibians. *Environmental Pollution* 1991, No. 2–4, Vol. 71, pp. 305–328.
21. R. BOYER, C. E. GRUE: The need for water quality criteria for frogs. *Environmental Health Perspectives* 1995, Vol. 103, pp. 352–357.
22. J. BŁAŻUK: Czynniki limitujące wielkość populacji płazów i gadów Parku Krajobrazowego Doliny Sanu. *Śląskie Prace Biologiczne* 2010, vol. 7, ss. 13–28.
23. M. RANISZEWSKA, R. GAMRAT: Batrachofauna śródleśnych zbiorników wodnych w Puszczy Goleniowskiej. *Acta Agrophysica* 2003, vol. 1(1), ss. 163–168.
24. A. BRYŚIEWICZ, P. WESOŁOWSKI, Ł. POTKAŃSKI: Połowy ryb w śródpolnych oczkach wodnych w gminie Stare Czarnowo na tle warunków tlenowych. *Woda–Środowisko–Obszary Wiejskie* 2012, t. 12, z. 1(37), ss. 37–48.
25. M. BONK, M. PABIJAN: Changes in a regional batrachofauna in south-central Poland over a 25 year period. *North-Western Journal of Zoology* 2010, Vol. 6, No. 2, pp. 225–244.
26. P. ROBAKOWSKI, W. BOROWSKI, D. BERLIŃSKI, K. KRYZA, C. KALKOF: Amphibians (*Amphibia*) of Szczecin Landscape Park (Wilderness Bukowa). *Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego* 2005, vol. II, ss. 128–134.
27. M. MELOSİK: Przyczynę do znajomości występowania płazów na polach uprawnych. *Przegląd Zoologiczny* 1969, vol. 13, ss. 4–5.
28. A. KĘDZIORA, J. KARG: Biodiversity of agricultural landscape. In: R. SŁOMSKI [Ed.]: Restoration of Endangered and Extinct Animals. University of Life Science, Poznań 2010, pp. 95–112.
29. S. CHEN, G. JIANG, J. ZHANG, Y. LI, H. QIAN: Species turnover of amphibians and reptiles in eastern China: Disentangling the relative effects of geographic distance and environmental difference. *Ecological Research* 2011, Vol. 26, pp. 949–956.

**Bryśiewicz, A. An Attempt at Using Selected Amphibian Populations to Assess Quality of Soil-Water Environment in Agricultural Areas. *Ochrona Środowiska* 2016, Vol. 38, No. 4, pp. 13–19.**

**Abstract:** Amphibians as a group are very sensitive to water quality changes among organisms inhabiting soil-water environment. Those important bioindicators of soil-water environment are among the most endangered vertebrates. Therefore, an attempt was made to assess amphibian population status in the selected agricultural area. It was performed by analyzing surface water quality in the amphibian pond habitats as well as groundwater from the neighboring agricultural land. Biomonitoring of the soil-water environment quality included two selected amphibian habitats in the area of Gmina Stare Czarnowo (West Pomeranian Voivodeship, Poland).

Content analyses of the surface and groundwaters demonstrated a good quality of amphibian habitats, confirmed by numerous amphibian occurrence. Both habitats were dominated by green frogs (*P. lessonae*/*P. esculentus*) and brown frogs (*R. arvalis*). Jaccard similarity coefficient showed diversity of habitats investigated and Habitat Suitability Index (HSI) proved that only S1 was an appropriate habitat for amphibians. It was demonstrated that not only played water quality a role in amphibian habitat selection, but other environmental factors were important as well. Constant biomonitoring of amphibians in Poland would be recommended as knowledge about their distribution is still not adequate.

**Keywords:** Amphibians, habitat, agricultural areas, soil-water environment, biomonitoring, Jaccard similarity coefficient, habitat suitability index (HSI).