

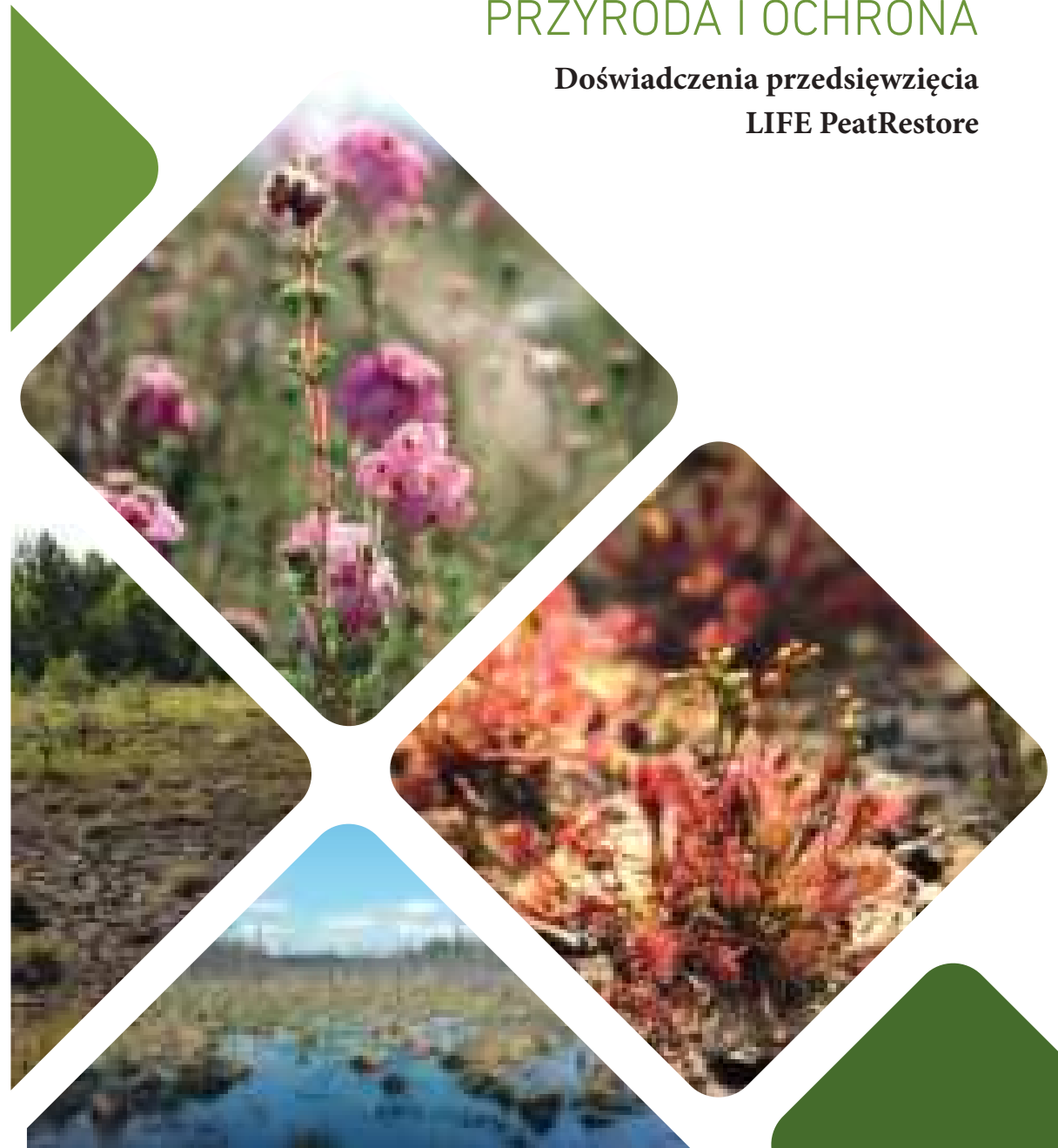
ISBN: 978-83-63426-38-5

Kompleksy torfowe Kluki, Ciemińskie Błota i Wielkie Bagno w Słowińskim Parku Narodowym • PRZYRODA I OCHRONA

Kompleksy torfowe Kluki, Ciemińskie Błota i Wielkie Bagno w Słowińskim Parku Narodowym

PRZYRODA I OCHRONA

Doświadczenia przedsięwzięcia
LIFE PeatRestore



**Kompleksy torfowe Kluki,
Ciemińskie Błota i Wielkie Bagno
w Słowińskim Parku Narodowym
– przyroda i ochrona**

Doświadczenia przedsięwzięcia LIFE PeatRestore

Redakcja: Paweł Pawlaczyk

Autorzy: Katarzyna Bociąg, Iwona Bubak, Roman Cieśliński, Izabela Chlost, Mateusz Czereda, Krzysztof Gos, Zuzanna Lipińska, Alicja Olszewska, Paweł Pawlaczyk, Marlena Pawłowska, Łukasz Pietruszyński, Robert Stańko

Wydawnictwo Klubu Przyrodników
ul. 1 Maja 22, 66-200 Świebodzin

Wydano w ramach przedsięwzięcia „LIFE PeatRestore. Ograniczenie emisji CO₂ poprzez renaturyzację torfowisk na Nizinie Wschodnio- i Środkowoeuropejskiej”, dofinansowanego przez Europejski Instrument Finansowy LIFE jako projekt LIFE15 CCM/DE/000138, a w części polskiej także przez Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Gdańsku oraz The Baltic Sea Conservation Foundation (BaltCF) w Greifswaldzie.

ISBN: 978-83-63426-38-5

Skład: Barbara Rynkiewicz

Druk: Drukarnia „SZMIDT”

Tłumaczenia: Magdalena Makowska

Autorzy zdjęć na okładce: Katarzyna Bociąg, Mara Pakalne, Łukasz Pietruszyński

Zalecany sposób cytowania:

PAWLACZYK P. (ed.) 2022. Kompleksy torfowe Kluki, Ciemińskie Błota i Wielkie Bagno w Słowińskim Parku Narodowym – przyroda i ochrona. Doświadczenia przedsięwzięcia LIFE PeatRestore. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin.

GOS K., BOCIĄG K. 2022. Roślinność. In: PAWLACZYK P. (ed.) 2022. Kompleksy torfowe Kluki, Ciemińskie Błota i Wielkie Bagno w Słowińskim Parku Narodowym – przyroda i ochrona. Doświadczenia przedsięwzięcia LIFE PeatRestore. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin: 157-189.

SPIS TREŚCI

1. Wstęp	5
2. Uwarunkowania hydrologiczne	9
2.1. Wprowadzenie	10
2.2. Obszar badań	14
2.3. Metody	16
2.4. Uzyskane wyniki	23
3. Budowa i historia	143
3.1. Wprowadzenie	144
3.2. Metody	145
3.3. Charakterystyka kompleksów torfowiskowych SPN	147
4. Roślinność	157
4.1. Zakres i metody badania roślinności	157
4.2. Wyniki	159
5. Działania ochronne	191
6. Monitoring roślinności	201
6.1. Metody	201
6.2. Wyniki	209
7. Summary	230

1. WSTĘP

Trzy torfowiska na Nizinie Gardneńsko-Łebskiej, położone w Słowińskim Parku Narodowym, na południe od brzegów jeziora Łebsko, stały się obiektami pilotażowymi, na których w latach 2016-2021 podjęto najpierw badania, a następnie działania renaturyzacyjne. Ideą renaturyzacji torfowisk była – podjęta w pełnej synergii z ochroną przyrody – próba zahamowania procesów rozkładu torfu i związanej z tym emisji gazów cieplarnianych, a docelowo także przynajmniej częściowe przywrócenie procesu torfotwórczego, tj. pochłaniania CO₂.

Działania w Słowińskim Parku Narodowym były częścią międzynarodowego przedsięwzięcia “Ograniczenie emisji CO₂ poprzez renaturyzację zdegradowanych torfowisk na nizinach północnej Europy”, którego celem jest demonstracyjna, pilotażowa renaturyzacja kilku torfowisk w pięciu krajach nadbałtyckich (Niemcy, Polska, Litwa, Łotwa, Estonia). Koordynatorem działań była organizacja The Nature and Biodiversity Conservation Union (NABU) z Niemiec. Za wdrożenie polskiej części przedsięwzięcia odpowiadała organizacja ekologiczna Klub Przyrodników, współpracująca w tym zakresie ze Słowińskim Parkiem Narodowym, w którego zarządzie znajdują się chronione torfowiska. Głównym źródłem finansowania był unijny instrument finansowy LIFE w ramach jego gałęzi klimatycznej; stąd przedsięwzięcie określane jest jako projekt LIFE PeatRestore. Działania w poszczególnych krajach są dodatkowo dofinansowane z innych źródeł – na polską część dotacji złożyły się: Wojewódzki Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Gdańsku oraz Fundacja Ochrony Morza Bałtyckiego w Greifswaldzie.

Ideą przedsięwzięcia była konstatacja znaczenia torfowisk w obliczu kryzysu klimatycznego. Torfowiska, zajmując ok. 3,7 mln km² = ok. 2,5% lądów Ziemi, gromadzą ok 25-30% zasobów węgla zakumulowanego w ekosystemach (Illicki i Iwaszyniec 2002, Oleszczuk 2012, Harenda et al. 2018, lit. tam cyt.), co odpowiada szacunkowo 60-75% zasobów węgla w atmosferze i dwukrotności zasobów węgla zgromadzonych przez lasy. Żywe torfowiska, akumulując biomasę w postaci torfu, akumulują także zasoby węgla. Degradacja torfowiska, np. jego przesuszenie, powoduje murszenie i rozkład torfu i uwalnianie dwutlenku węgla.

Według szacunków Wetlands International, światowa emisja CO₂ ze zdegradowanych torfowisk świata wynosi ok. 2×10^9 ton rocznie (w innych źródłach spotyka się szacunki $1,3 - 5 \times 10^9$ ton rocznie, panuje jednak zgodność co do rzędu wielkości), z trendem wzrostu o ok. 2% rocznie. Powierzchnia zdegradowanych, wymagających odtworzenia torfowisk na świecie jest szacowana na co najmniej 0,5 mln km². Emisja dwutlenku węgla ze zdegradowanych antropogenicznie torfowisk jest

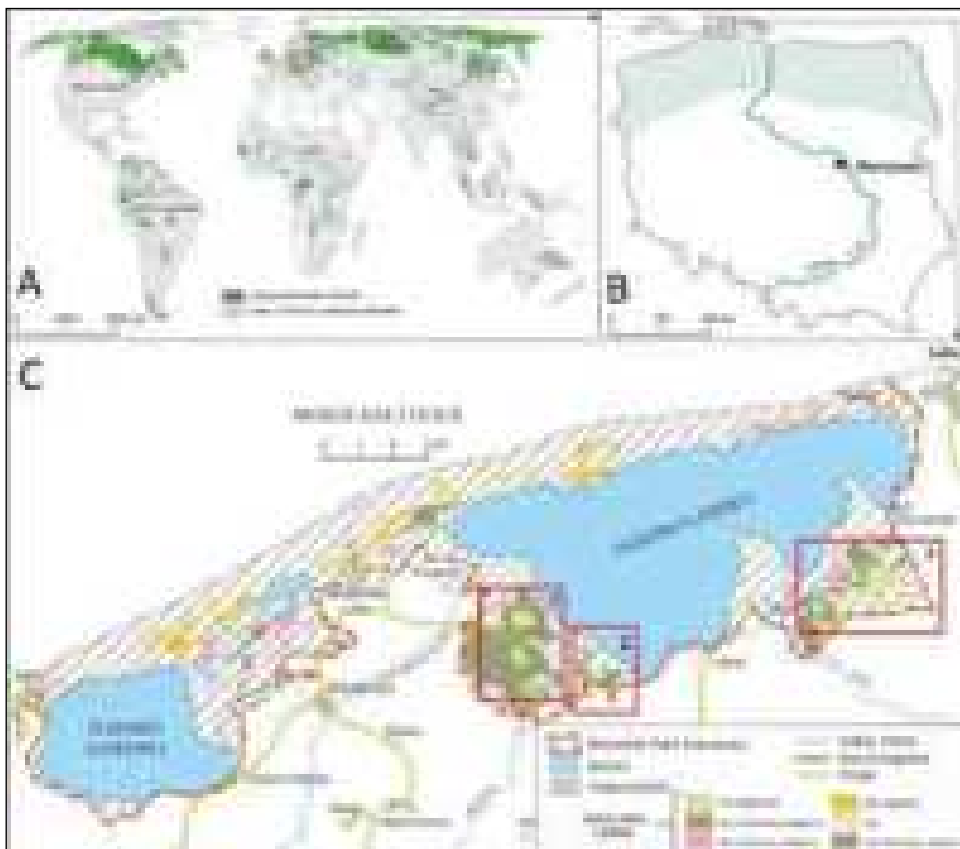
szacowana na ok. 5-6% łącznej antropogenicznej emisji tego gazu, a ok 30% emisji wynikającej z użytkowania ziemi i zmian tego użytkowania. Do tych szacunków nie są wliczane emisje naturalne.

Na łączny bilans gazów cieplarnianych wpływa także emisja innych gazów cieplarnianych, np. podtlenku azotu. Torfowiska w stanie naturalnym (nieodwodnione) są emiterami około 22% światowej ilości metanu do atmosfery. Ich odwodnienie powoduje przerwanie emisji tego gazu do atmosfery. Proces ten działa przeciwnie do emisji CO₂ i może – przynajmniej w pewnym stopniu – niwelować korzyści związane z akumulacją CO₂ przez naturalne torfowiska. Syntetycznie jednak na torfowiskach w stanie naturalnym przeważa pochłanianie gazów cieplarnianych, a na odwodnionych i zdegradowanych – emisja. Na poziomie ogólnym oczywiste jest, że gromadzenie i emisja węgla z torfowisk ma istotne znaczenie w światowym bilansie węgla. Dla zapobieżenia emisji gazów cieplarnianych do atmosfery istotne jest zapobieganie uwolnieniu węgla zakumulowanego w już istniejących torfowiskach, jak również wychwytywanie i akumulowanie przez torfowiska węgla z atmosfery w przyszłości. Stąd, powszechnie uznaje się, że renaturyzacja torfowisk i zatrzymanie zakumulowanego w nich węgla to jeden z istotnych kierunków działania w obliczu kryzysu klimatycznego. Przedsięwzięcie LIFE PeatRestore wpisuje się w ten kierunek działania.

Najbardziej wiarygodne oszacowanie emisji gazów cieplarnianych z odwodnionych torfowisk Polski przedstawił jak dotąd Kotowski (2021), oceniając je łącznie na 33,9 Mt ekwiwalentu CO₂, z czego 30,3 Mt (89,4%) przypada na emisję z torfów użytkowanych rolniczo, a 3,6 Mt na emisję z torfów pod lasami. Stawia to Polskę wśród 10 największych emiterów gazów cieplarnianych ze zdegradowanych torfowisk na świecie. Szacunkowe redukcje emisji, które można osiągnąć w skali Polski zabagniając osuszone torfowiska, wynoszą ok. 21,7 Mt ekwiwalentu CO₂, w tym 19,1 Mt w rolnictwie i 2,5 Mt w leśnictwie.

Przedsięwzięcie LIFE PeatRestore w jego polskiej części objęło złoża torfowe (Ryc. 1.1): Kluki (znane także pod nazwą Bórbagno Kluki albo Klucki Las), Ciemińskie Błota (znane także pod nazwą Ciemińskie Bagno) i Wielkie Bagno (znane także pod nazwami Wielkie Bagno-Gać, Żarnowska albo Krakulice). Założenia przedsięwzięcia przedstawiono w osobnym artykule (Bociąg et al. 2017), a w popularnej wersji także w specjalnej broszurze (Pawlaczyk et al. 2019).

Doświadczenia całego projektu LIFE PeatRestore, w tym doświadczenia uzyskane w Słowińskim Parku Narodowym na tle doświadczeń z pozostałych krajów, są przedmiotem odrębnych publikacji (Pakalne et al. 2021, Jarašius et al. 2022). Niniejsza publikacja prezentuje szczegółową wiedzę o obiektach w Słowińskim Parku Narodowym, uzyskaną podczas realizacji przedsięwzięcia.



Ryc. 1.1. Torfowiska objęte przedsięwzięciem LIFE PeatRestore na tle: światowego występowania torfowisk, strefy największej koncentracji torfowisk w Polsce, granic Słowińskiego Parku Narodowego. 1 – Kluki, 2 – Ciemińskie Błota, 3 – Wielkie Bagno

LITERATURA

- BOCIAŃ K., CHŁOST I., CIEŚLIŃSKI R., GOS K., KUJAWA-PAWLACZYK J., MAKLES M., PAWLACZYK P. 2017. Torfowiska jako zbiorniki węgla – zamierzenie renaturyzacji torfowisk w Słowińskim Parku Narodowym. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie* 51, 2: 62-76.
- HARENDA K.M., LAMENTOWICZ M., SAMSON M., CHOJNICKI B.H. 2018. The Role of Peatlands and Their Carbon Storage Function in the Context of Climate Change. In: ZIELINSKI T. et al. (Eds.). *Interdisciplinary Approaches for Sustainable Development Goals, GeoPlanet: Earth and Planetary Sciences*, Springer Publ.: 169-187.
- ILNICKI P., IWASZYNIEC P. 2002. Emissions of greenhouse gases (GHG) from peatland. In: ILNICKI P. (Ed.). *Restoration of carbon sequestration capacity and biodiversity in abandoned grassland on peatland in Poland*. Wydawnictwo AR Poznań: 19-57.

- JARAŠIUS L., ETZOLD J., TRUUS L., PURRE A.-H., PAKALNE M., SENDŽIKAITE J., ZABLECKIS N., KIRSCHHEY T., BOCIĄG K., STRAZDIŅA L., ILOMETS M., HERMANN A., PAJULA R., PAWLACZYK P., CHLOST I., CIEŚLIŃSKI R., GOS K., LIBAUERS K., JUREMA L. 2022. Handbook for assessment of greenhouse gas emission from peatlands. Applications of direct and indirect methods by LIFE Peat Restore. Lithuanian Fund for Nature, Nature and Biodiversity Conservation Union, Vilnius.
- KOTOWSKI W. 2021. Oszacowanie emisji gazów cieplarnianych z użytkowania gleb organicznych w Polsce oraz potencjału ich redukcji. Fundacja WWF Polska, Warszawa, 20 p.
- OLESZCZUK R. 2012. Wielkość emisji gazów cieplarnianych i sposoby jej ograniczania z torfowisk użytkowanych rolniczo.. W: Wybrane problemy ochrony mokradeł. Współczesne problemy kształtowania i ochrony środowiska, Monografie 3: 75-9.
- PAKALNE M., ETZOLD J., ILOMETS M., JARAŠIUS L., PAWLACZYK P., BOCIĄG K., CHLOST I., CIEŚLIŃSKI R., GOS K., LIBAUERS K., PAJULA R., PURRE A.-H., SENDŽIKAITE J., STRAZDIŅA L., TRUUS L., ZABLECKIS N., JUREMA L., KIRSCHHEY T. 2021. Best Practice Book for Peatland Restoration and Climate Change Mitigation. Experiences from LIFE Peat Restore Project. University of Latvia, Riga, 184 p.
- PAWLACZYK P., BOCIĄG K., CIEŚLIŃSKI R., CHLOST I., GOS K., STAŃKO R. 2019. Słowińskie torfowiska w ochronie klimatu. Jak ochrona przyrody w Słowińskim Parku Narodowym może przyczynić się do łagodzenia zmian klimatycznych. Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin.

2. UWARUNKOWANIA HYDROLOGICZNE

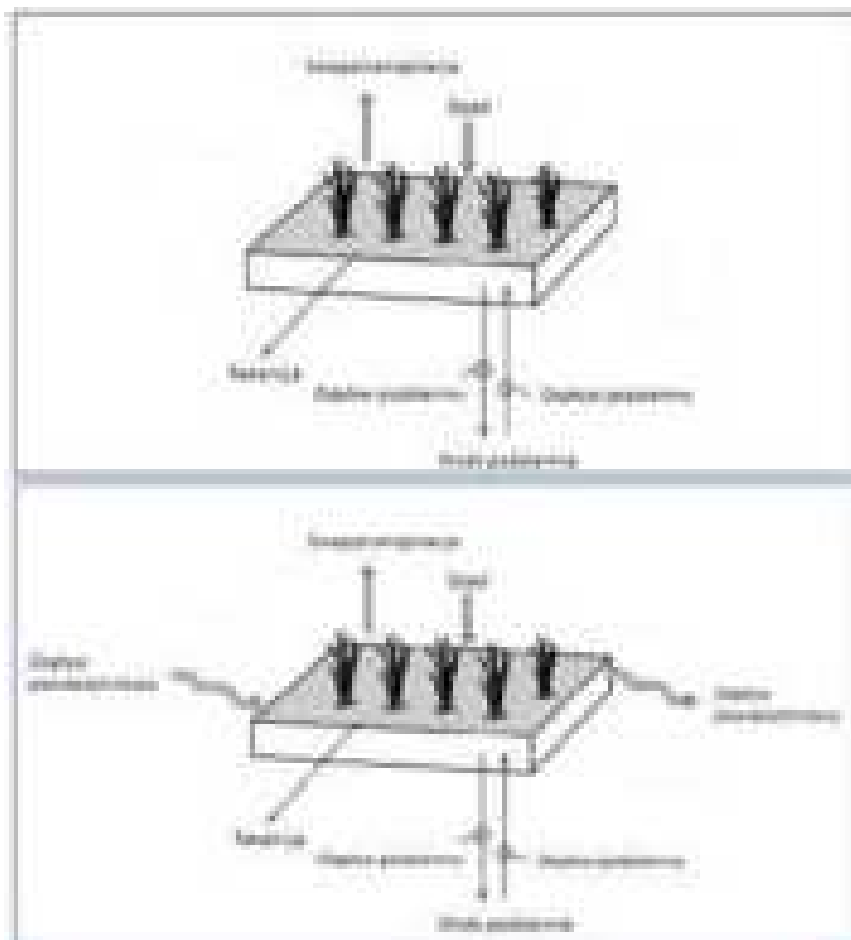
*Roman Cieśliński, Izabela Chlost, Iwona Bubak, Łukasz Pietruszyński,
Zuzanna Lipińska, Marlena Pawłowska, Alicja Olszewska, Mateusz Czereda*

ABSTRACT: The main goal of this chapter was to elaborate on hydrological conditions in three selected raised bogs of the Baltic type, i.e. Ciemińskie Błota, Kluki and Wielkie Bagno bogs, in the aspect of defining their condition and possibilities of restoration. In order to fulfil this task, hydrological monitoring was developed, which included surface water survey (water levels in main channels and ditches and post-mining reservoirs, their quality status), groundwater survey (changes in water level with the use of self-recording devices, quality status), precipitation measurements with the use of meteorological station, calculations of climatic and water balance, field mapping in order to determine the variability of the hydrographic network image and identification of water escape routes from peat bogs. As a result of this work, approximately half a million data were collected and used to compile this chapter. On the basis of the obtained results it was established that the hydrological situation in peatlands is not satisfactory. This mainly concerns the large variation in precipitation, which leads to emerging water shortages in the warm season. At the same time, dry and wet summers occur, which indicates the instability of these tributaries and impedes the functioning of these bogs, including their drying out. These conditions have a very negative effect on the fluctuation of the groundwater level (the water is deep under the ground surface) and are also characterised by high variability over time. Water shortages are caused by climatic factors which can lead to the drying up of drainage ditches and a reduction in the retention capacity of peatlands, as can be seen in the seasonally changing surface hydrographic network. The main cause, apart from climatic factors, of unfavourable water conditions in the studied peatlands is the drainage network, as well as contemporary anthropopressure. Fragments of peat bogs at certain dates additionally maintain a hydraulic link with the lake, which manifests itself in changes of water levels and quality. The best retention of the three peat bogs is maintained by Ciemińskie Błota. The best water conditions occur in the central parts of the site (dome) and deteriorate towards the periphery. Summing up, only in the period of high retention there are suitable conditions for proper growth of vegetation characteristic for these areas.

2.1. Wprowadzenie

Torfowiska są jednymi z najbardziej produktywnych ekosystemów na świecie i stanowią siedlisko dla rzadkich gatunków fauny i flory (Mcleod i in. 2011). W niektórych ujęciach, chociażby urzędowych, czy prawnych, za torfowisko przyjmuje się obszar, na którym znajduje się torf o minimalnej miąższości rzędu 20–70 cm (Ilnicki 2002, Tobolski 2004). W efekcie na świecie według szacunkowych obliczeń występuje około 400 mln ha torfowisk, stanowiących 3% powierzchni lądowej Ziemi (Joosten i in. 2012).

Torfowiska stanowią jeden z typów mokradeł, gdzie zachodzą procesy akumulacji osadów organicznych. Od innych siedlisk hydrogenicznych odróżniają się dodatkowo słabym natlenieniem (Rycharski 2009), kwaśnym odczynem i niewielką ilością składników odżywczych (Roach, Walker 2017). Zwierciadło wody w złożu torfowym jest położone wyżej niż poziom wody gruntowej w jego otoczeniu (Lipka, Stabryła 2012). Akumulacja torfu zachodzi, gdy rozkład szczątków organicznych następuje wolniej niż ich powstawanie. Na spowolnienie tempa rozkładu wpływają głównie dwa czynniki – niska temperatura i małe napowietrzenie podłoża, czemu sprzyja jego duże uwodnienie (Joosten, Clarke 2002). To właśnie warunki hydrologiczne są jednymi z najważniejszych dla rozwoju i funkcjonowania torfowisk na świecie. Niestety przez wiele lat były one pomijane przy wielu badaniach biologicznych torfowisk, lub wykonywano je w formie szczątkowej. Z kolei samych badań hydrologicznych było bardzo mało. A przecież torfowiska pełnią wiele funkcji związanych głównie z zatrzymywaniem wody w środowisku naturalnym (Ingram 1983). Stabilizują one dodatkowo obieg wody, co stanowi doskonałą ochronę przed powodzią w zlewni. Z kolei w czasie suszy zasilają ekosystemy rzeczne. W przypadku torfowisk wysokich, które zasilane są głównie przez opady atmosferyczne (Okruszko 2009) stwierdzić należy, że stanowią one samoregulujący się system hydrologiczny w stosunku do otaczającej ich sieci hydrograficznej (Brooks, Hayashi 2002; Brooks 2004), decydujący o rozwoju życia biologicznego. W przypadku torfowisk niezdegradowanych charakteryzują się one niewielką wymianą z wodami podziemnymi, zaś w przypadku zdegradowanych, gdzie następuje odwodnienie torfowiska poprzez kanały i rowy melioracyjne dochodzi do rozbudowania bilansu wodnego o nowe składowe, takie jak: dopływ do torfowiska wód z zewnątrz oraz odpływ (Ryc. 2.1). Torfowiska mogą być także naturalną oczyszczalnią zanieczyszczeń przemysłowych, rolniczych i komunalnych (Dąbrowski i in. 2019), przyczyniając się do istotnej redukcji w wodzie związków azotu i fosforu (Jabłońska i in. 2020).



Ryc. 2.1. Obieg wody na torfowisku niezdegradowanym i zdegradowanym (Kadlec 2009)

Ponadto torfowiska są uważane za obszary odpowiedzialne zarówno za akumulację gazów cieplarnianych, w szczególności dwutlenku węgla (CO_2), podtlenku azotu (N_2O) oraz metanu (CH_4) jak i ich emisję. Szacuje się iż torfowiska są w stanie zmagazynować około 30% światowych zasobów glebowego węgla organicznego (Ilnicki, Iwaniszyniec 2002). Według Yu i in. (2010) oraz Kleinen i in. (2016) ilość węgla zakumulowanego w torfowiskach świata wynosi około 500-615 Gt. Odpowiada to szacunkowo 60-75% zasobów węgla w atmosferze i dwukrotności zasobów węgla zgromadzonych przez lasy (Parish et al. 2008). Nowsze prace (Gumbricht i in., 2017) wskazują, że dane te są prawdopodobnie zaniżone wskutek niedoszacowania torfowisk tropikalnych i subtropikalnych. Wielu innych autorów podkreśla również istotną rolę torfowisk w magazynowaniu węgla (Gorham 1991; Turunen i in. 2002; Page i in. 2011; Yu 2012), wskazując, że emisja lub akumulacja węgla na torfowiskach jest cechą indywidualną i silnie zależną od ekohydrologii

danego obiektu, a w szczególności od panujących warunków wodnych. Co istotne, torfowiska uważane są za obszary działające w kruchej równowadze, którą naruszyć można poprzez różnorodne zabiegi odwadniające i zmiany ich stosunków wodnych, w tym reżim hydrologiczny (Haapalehto i in. 2011; Drewnik i in., 2018). Zaburzona w ten sposób struktura torfowiska ulega degradacji, co prowadzi do decesji. Poprzez odwadnianie może dojść do zwiększenia zawartości tlenu w złożu torfowym, a co za tym idzie do utleniania (spalania) i mineralizacji materii organicznej. Prowadzi to emisji gazów cieplarnianych. Zestawienia średnich emisji gazów cieplarnianych z naturalnych i zdegradowanych torfowisk (Lindroth i in. 2007; Janssens i in. 2009) sugerują, że dobrze zachowane torfowiska mają prawdopodobnie ograniczający wpływ na klimatyczny potencjał gazów cieplarnianych, podczas gdy torfowiska przesuszone i zdegradowane stają się znaczącymi emiterami tych gazów. Niestety według Grootjansa i Wołejko (2007) około 80% pierwotnych torfowisk w Polsce nie podlega już procesowi torfowiskowemu. Z kolei według Lomnický et al. (2019) od 10% do 75% torfowisk zlokalizowanych w USA (w zależności od regionu) zostało zdegradowanych w mniejszym lub większym stopniu. Głównym powodem zanikania torfowisk jest obecnie obniżenie poziomu wód gruntowych spowodowane projektami melioracyjnymi i komercyjnym zbiorem torfu (Tiemeyer et al. 2016), a także działalnością rolniczą (Muller i in. 2013). Dobre warunki do tworzenia się torfu wynikają z określonego poziomu wód gruntowych. Powinny one znajdować się na głębokości od 1 do 22 cm poniżej powierzchni torfowiska (Tuittila i in., 2004), a według Taminskasa i in. (2018), który badał torfowiska litewskie wartość ta powinna wynosić 25-30 cm. Z kolei Lamentowicz i in. (2019) stwierdzili, że torfowiska będą prawidłowo funkcjonować, gdy wody gruntowe torfowisk będą na głębokości 11,7 cm poniżej powierzchni terenu. Istotne jest tu nie tylko położenie w wierzchniej warstwie torfu, ale także niewielkie wahania wód w ciągu roku. Płytke lustra wody chronią bowiem torfowiska i ich zasoby węgla przed rozkładem tlenowym (Morris i in. 2019). Niestety w większości przypadków zakres zmian i amplituda wahań są znaczne, choć zdarzają się przykłady odwrotne. Dla torfowisk Estonii odnotowano bowiem amplitudy poziomu wód gruntowych wynoszące 3-22 cm w kopułach torfowisk i 3-14 cm w strefach zalesionych lagun (Lode i in., 2018).

Według Taminskasa i in. (2018) na cykliczną zmienność powierzchni torfowisk mają wpływ warunki hydrologiczne, które w dużym stopniu zależą od działalności klimatycznej i/lub antropogenicznej. Zakłócenie wzorców cyrkulacji wody spowodowane tworzeniem sztucznych odpływów z kopuły torfowej prowadzi do drastycznej zmiany w naturalnym systemie, który obecnie doświadcza wysychania torfu, a następnie zapadania się złoża (Price, Ketcheson 2009). Sztuczna sieć odwadniająca zwiększa bowiem głębokość i zmienność zwierciadła wód gruntowych w glebie torfowej, co zmniejsza jej zdolność retencyjną (Holden i in. 2006). Ponadto zmienia się proporcja między opadami atmosferycznymi a parowaniem. Parowanie wzrasta ze względu na obecność zbiorników wodnych w postaci rowów i kanałów oraz wy-

pełnionych wodą dolów poekstrakcyjnych (Morrison 1955). Obniżenie poziomu wód gruntowych w wyniku prac melioracyjnych powoduje następnie sukcesję prowadzącą do zmiany składu gatunkowego torfowiska w kierunku roślinności leśnej (Holden et al. 2004). Co ważne według Nieminena i in. (2018) rozwój sieci odwodnieniowej spowodował nie tylko zmiany ilościowe, ale także jakościowe. Dotyczy to przede wszystkim zwiększenia eksportu zawiesiny, związków biogennych i rozpuszczonego węgla organicznego. Niekorzystne warunki panujące na torfowiskach pogarsza także postępująca zmiana klimatu (Chojnicki i in. 2017). Tarnocai (2009) był w stanie wykazać, że coraz szybsze tempo zmiany klimatu powoduje poważne szkody na torfowiskach m.in. stają się one emiterami węgla do atmosfery, zamiast pełnić funkcję jego kolektorów (Joosten i in. 2012; Morris i in. 2019). To z kolei będzie dalej generować ocieplenie klimatu (Hopple i in. 2020). Jednak najważniejszym efektem negatywnej działalności człowieka na torfowiskach, którą notuje się już od XIII wieku (Dembek i in. 2004) jest spadek retencji całkowitej wynikający z obniżania się poziomu wód gruntowych, także na terenach sąsiadujących. Odwadnianie torfowisk wymaga ciągłej renowacji, ponieważ rozkład materii organicznej zmienia rzeźbę jego powierzchni, prowadząc do zaniku rowów odwadniających i/ lub zmiany kierunku ruchu wody. Zjawisko to opisał Okruszko (1968), formułując pojęcie „cyklu melioracyjnego” i określając jego trwałość na 25-30 lat. Według Pietruczenia (1993) ubytek masy wody z torfowisk Polski w wyniku melioracji w XX wieku wyniósł około 160 mln m³.

Mimo znacznych niepewności (Beyer, Höper 2014), przypuszczać można, że renaturyzacja zdegradowanego torfowiska, o ile się powiedzie, może przywrócić jego naturalne warunki hydrologiczne, w tym obieg wody, a przez to zmniejszyć m.in. emisję gazów cieplarnianych, która zależy głównie od głębokości odwodnienia, warunków klimatycznych, miąższości złoża, rodzaju torfu i jego użytkowania (gleba orna lub użytek łąkowy) oraz wielkości nawożenia (Okruszko 1989; Oleszczuk i in. 2008). Jednakże według Lehosmaa i in. (2017) ekologiczne reakcje na renaturyzację torfowisk są w dużej mierze nieznane. Przykładem mogą być dwa renaturyzowane torfowiska irlandzkie, gdzie w jednym przypadku zaobserwowano absorpcję CO₂, a w drugim jego emisję (Renou-Wilson i in., 2019).

Specyficzną grupę torfowisk stanowią torfowiska wysokie typu bałtyckiego, na których znajduje się charakterystyczna kopuła torfowa. Tego typu torfowiska występują w krajach nadbałtyckich, w tym w Polsce, gdzie najczęściej występują na Pomorzu. Według Jasnowskiego (1975) jest ich około 70, w tym 50 na Pomorzu. Powstają one w warunkach wysokiego stanu wody i dominacji opadów atmosferycznych (Morrison 1955). Warunkiem koniecznym dla akumulacji torfu wysokiego jest klimat chłodniejszy i bardziej wilgotny (Herbichowa 2003; Napreenko-Dorokhova i in., 2017). Zbocza kopuły są nachylone w różnym stopniu, natomiast jej pozostała część, tzw. wierzchowina („plateau”) jest płaska, lecz ma swoisty mikrorelief. W tak zbudowanym złożu lustro wody ma kształt półelipsy i na wierzchowinie układa się bardzo blisko powierzchni torfowiska (Ingram 1983). Konsekwencją

tego jest jakościowe i przestrzenne zróżnicowanie pokrywy roślinnej porastającej torfowisko.

2.2. Obszar badań

Polska część Projektu obejmuje trzy obiekty – torfowiska typu wysokiego (Torfowisko Kluki – 512,95 ha, Ciemińskie Błota – 163,43 ha i Wielkie Bagno – 585,97 ha – powierzchnie przeliczone w układzie ETRS89 cs 92), zlokalizowane w granicach Słowińskiego Parku Narodowego (Ryc. 2.2).



Ryc. 2.2. Lokalizacja obszaru badań

Tutejszy klimat wynika z położenia w umiarkowanych szerokości geograficznych oraz nad wybrzeżem Morza Bałtyckiego. Cechuje się przewagą adwekcji wilgotnych mas powietrza z zachodu i niestabilnością pogody. Obiekty leżą na trasie wędrowek ośrodków niżowych, szczególnie aktywnych w chłodnej porze roku, które decydują o pojawianiu się silnych ($\geq 10 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) i bardzo silnych ($\geq 15 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) wiatrów. Średnia prędkość wiatru dla tego obszaru dochodzi do $4,6 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Ponadto zaznacza się tu znacznie mniejsza amplituda wahań średnich rocznych temperatur niż w głębi lądu. Wyziębione masy wód Bałtyku opóźniają nadejście wiosny i powodują, że lato jest chłodniejsze. Z kolei po ogrzaniu się latem, powodują prze-

dłużenie jesieni i łagodniejszy przebieg zimy (Miętus i in. 2004). Średnia roczna temperatura badanego obszaru według stacji synoptycznej w Łebie (1986-2005), to 8,1°C. Najchłodniejszym miesiącem jest styczeń (0,3°C), a najcieplejszym lipiec (17,0°C). Przeciętna suma rocznych opadów kształtuje się na poziomie 661 mm. Przeważają opady półroczna letniego nad zimowymi. Minimum opadów występuje w kwietniu (32 mm), a maksimum we wrześniu (82 mm).

Wykształcenie badanych torfowisk wysokich ma ścisły związek z budową geologiczną obszaru. W przeszłości geologicznej teren torfowisk stanowił obniżenie (nieckę), która powstała u schyłku zlodowacenia warty. W dalszym etapie, obniżenie zostało wypełnione osadami o różnej genezie: utworami fluwioglacjalnymi, rzeczno-jeziornymi, a następnie namułami rzecznyymi i zastoiskowymi. Na nich zalegają utwory holoceni, o miąższości do 15 m. Budują je osady akumulacji rzecznej (piaski, mułki, żwiry) (Rotnicki, Borówka 2000) oraz osady morskie, jeziorne i organiczne. Geneza osadów organicznych (bagiennych, torfowych) nawiązuje do przemian klimatyczno-roślinnych w okresie holocenu (Tobolski 1972, 1976). Powstawaniu i odkładaniu masy torfowej sprzyjał chłodny i wilgotny klimat, jak też wysoki poziom wód gruntowych. Ten z kolei wynikał z zablokowania swobodnego odpływu wód z ładu ku morzu, przez narastającą Mierzeję Łebską. Mierzeja przyczyniła się do odcięcia od morza fragmentu zatoki i powstania słonawego jeziora Łebsko, nad brzegami którego wykształciły się badane 3 obiekty (Torfowisko Kluki, Ciemińskie Błota i Wielkie Bagno – Torfowisko Żarnowska) jak też i inne, sąsiadujące z nimi od południa obszary podmokłe. Przykładowy rozkład przestrzenny budowy geologicznej obszaru badań (Ciemińskie Błota) przedstawiono na ryc. 2.3. Jest on charakterystyczny dla wszystkich badanych torfowisk, gdzie elementem dominującym są torfy. Występują tu również namuły torfiasto-piaszczyste.

Pod względem hydrograficznym torfowiska znajdują się w dolnej części dorzecza rzeki Łeba. Rzeka w dolnym biegu przepływa przez równinę aluwialną, gdzie otrzymuje liczne strumienie spływające z okolicznych wzgórz morenowych. Płaski teren, wody rzeczne i jeziorne oraz spływające z wysoczyzny wody podziemne sprawiają, że poziom wód gruntowych na równinie zalega płytko, a czasami stagnuje na powierzchni terenu. Nadmiar wody spowodował rozpoczęcie prac melioracyjnych, które w konsekwencji zachwiały naturalną strukturą i funkcjonowaniem powstałych mokradeł (Chlost, Sikora 2015). Pierwsze działania odwodnieniowe datowane są na II połowę XVIII w. i związane były z lokalnym kopalnictwem torfu. Nasilenie prac przypada na koniec XIX w. i początek XX w. Ich celem było uzyskanie terenów pod uprawę rolną, możliwość ręcznego pozyskiwania torfu i uregulowanie rzeki Łeby z zamiarem odprowadzania wód powodziowych. Proces odwodnienia w tym okresie przyniósł wyraźne zubożenie zasobów wód gruntowych na rzecz zagęszczenia powierzchniowej sieci wodnej (liczne kanały i rowy melioracyjne). Po II wojnie światowej nastąpiła intensyfikacja prac melioracyjnych i dostosowanie obszaru do zmechanizowanego typu rolnictwa oraz przemysłowej eksploatacji torfu. Ostatnie prace odwodnieniowe i eksploatacyjne na badanych obiektach miały miejsce pod

koniec lat 80. ubiegłego wieku. Niemniej jednak na południowych obrzeżach Słowińskiego Parku Narodowego (SPN) do dnia dzisiejszego eksploatację prowadzi kopalnia torfu w Krakulicach, usytuowana w jego otulinie.



Ryc. 2.3. Budowa geologiczna Ciemińskich Błot (Pawłowska 2020)

2.3. Metody

Główne prace polegały na badaniach terenowych, w ramach których wykonano m.in.:

- monitoring zmienności poziomu wody na 3 obiektach (Wielkie Bagno, Torfowisko Kluki, Ciemińskie Błota) w oparciu o zautomatyzowaną sieć diverów rejestrujących poziom wód gruntowych i powierzchniowych (na rowach i kanałach melioracyjnych oraz wyrobiskach po eksploatacji torfu),
- comiesięczną inwentaryzację powierzchniowych dróg dopływu i ucieczki wód z badanych obiektów oraz pomiary objętości odpływu tymi drogami przy użyciu elektromagnetycznego młynka hydrometrycznego (Valeport 801),
- kwartalne kartowanie hydrograficzne określające stan retencji na torfowiskach
 - miejsca stagnacji i niedoboru wody,

- comiesięczne pomiary *in situ* prostych cech fizyczno-chemicznych wody powierzchniowej i podziemnej za pomocą mierników wieloparametrowych HACH - HQ30 i HQ40 (temperatura, pH, przewodność elektrolityczna),
- kwartalne pobory prób wód powierzchniowych i podziemnych do dalszych badań laboratoryjnych wykonywanych w Laboratorium Hydrochemicznym i Hydrobiologicznym Zakładu Hydrologii Uniwersytetu Gdańskiego: chlorki; biogeny: azot ogólny i fosfor ogólny, a także podstawowe kationy i aniony,
- stały monitoring warunków termicznych i pluwiometrycznych dzięki instalacji samorejestrującej stacji meteorologicznej.

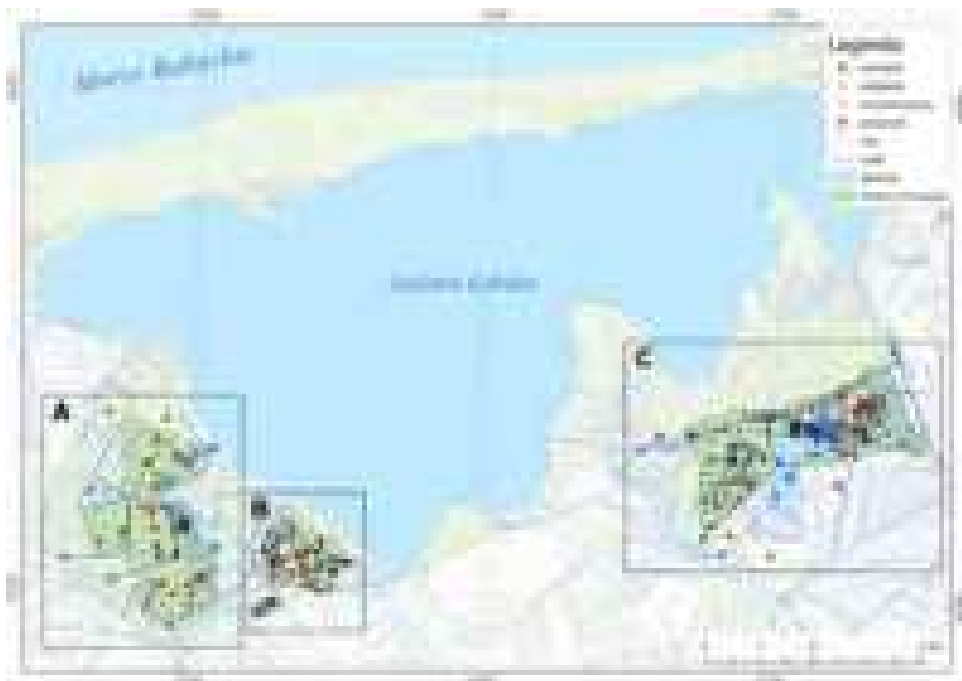
Instalację urządzeń samorejestrujących przeprowadzono w lipcu 2017 roku. Łącznie zainstalowano 80 urządzeń, w tym 63 piezometry z diverami do monitorowania zwierciadła i temperatury wód podziemnych oraz 17 limnigrafów do monitorowania zwierciadła i temperatury wód powierzchniowych (w rowach, kanałach i zbiornikach poeksploatacyjnych). Ponadto założono 1 stację meteorologiczną mierzącą temperaturę powietrza, kierunek i prędkość wiatru oraz opad atmosferyczny. Stacja monitorowania warunków pogodowych została zainstalowana w miejscowości Gać na terenie dawnej stacji terenowej Akademii Pomorskiej w Słupsku i jest reprezentatywna dla wszystkich 3 obiektów. Dodatkowo posłużono się danymi meteorologicznymi IMiGW dla stacji w Łebie, a dotyczyły one opadów atmosferycznych i miar meteorologicznych, które posłużyły do obliczenia parowania.

Położenie wszystkich urządzeń zlokalizowano za pomocą GPS (firmy Garmin) i zapisano w układzie współrzędnych WGS 84. Poszczególne obiekty torfowiskowe posiadają różną liczbę urządzeń (Tab. 2.1), a ich rozmieszczenie jest nierównomierne (Ryc. 2.4, 2.5, 2.6, 2.7), co wynika ze zróżnicowanych warunków naturalnych i antropogenicznych.

Tabela 2.1. Liczba urządzeń samorejestrujących poziom wód powierzchniowych i podziemnych na poszczególnych obiektach

Typ urządzenia	Obiekt		
	Torfowisko Kluki	Ciemińskie Bagno	Wielkie Bagno
piezometr	22	17	24
limnigraf	3	3	11
razem	25	20	35

Przy doborze miejsc instalacji (zwłaszcza urządzeń monitorujących poziom wód podziemnych), kierowano się mozaikowością wewnętrznej struktury torfu, na którą składają się obszary przesuszone, silnie pocięte siecią rowów melioracyjnych oraz płyty z wybraną wierzchnią warstwą torfu. Jednocześnie objęto monitoringiem płyty z najcenniejszą roślinnością torfowiskową ważną z punktu widzenia botanicznego. Starano się, aby sieć pomiarowa na każdym z badanych torfowisk,

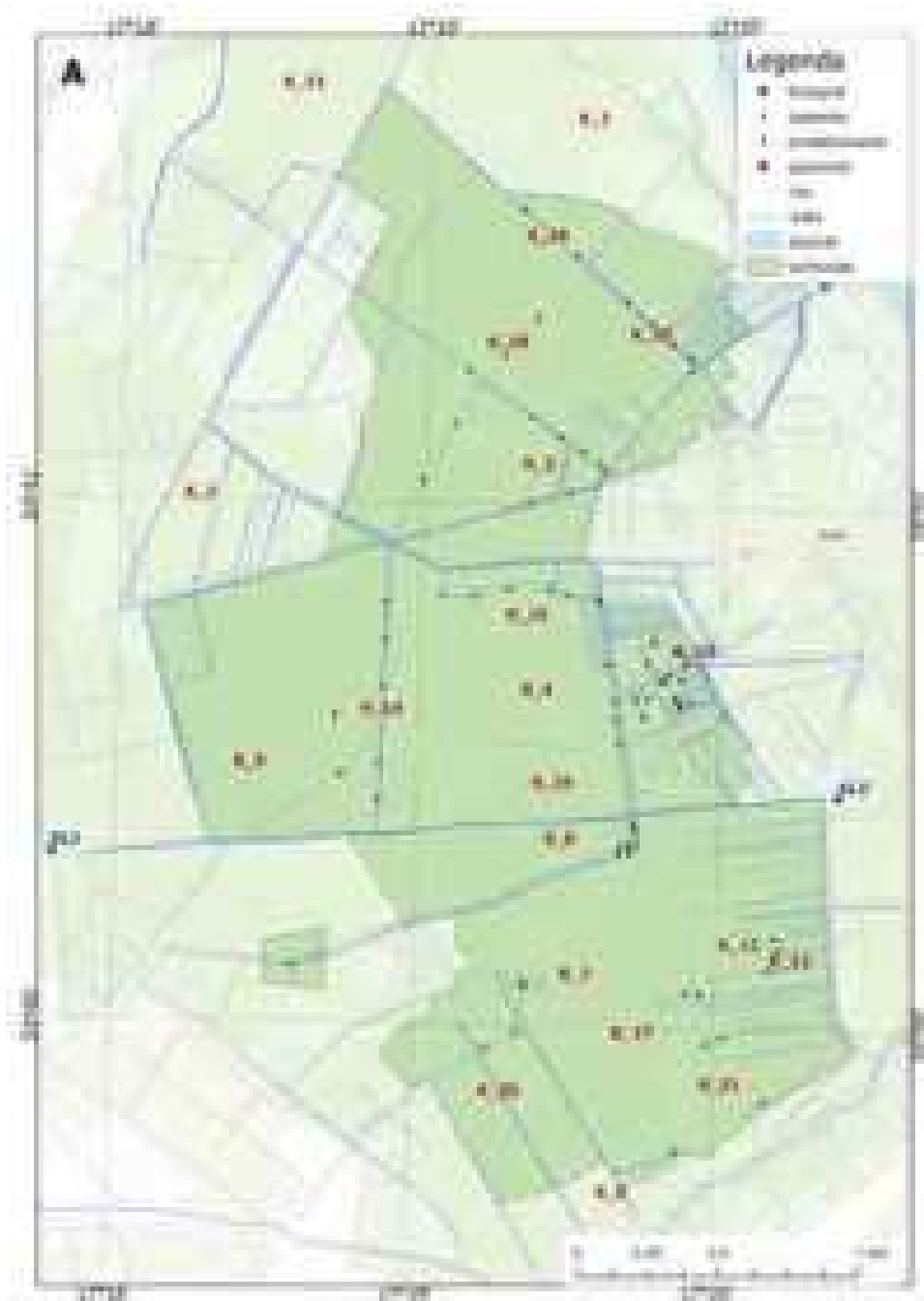


Ryc. 4. Lokalizacja punktów monitoringu wód powierzchniowych i podziemnych
A – Torfowisko Kluki, B – Ciemińskie Bagno, C – Wielkie Bagno (Torfowisko Żarnowska)

mogła wyznaczyć przekrój podłużny i poprzeczny zwierciadła wód podziemnych (od części kopułowej do okrajka).

Instrumenty do pomiaru wahań poziomu wód powierzchniowych i podziemnych zaprogramowano w taki sposób, aby dokonywały pomiaru 2 razy na dobę, natomiast pomiar warunków meteorologicznych – w sposób ciągły.

W okresie badań prowadzono także kartowania terenowe, odzwierciedlające różne stany retencji obiektów torfowiskowych, wynikających z odmiennych warunków hydrometeorologicznych. Dążono do tego, aby dodatkowo prześledzić zmienność sezonową. Badania laboratoryjne wody wykonano przy użyciu chromatografu ICS – 1100 firmy Dionex i spektrofotometru Nova 400 firmy Merck. Także użyto metody miareczkowej przy oznaczaniu stężeń wodorowęglanów. W latach 2018-2019 wykonano również plany batymetryczne na zbiornikach poeksploatacyjnych zlokalizowanych na Wielkim Bagnie. Do tego celu użyto ciężarek na wyskalowanej linie oraz urządzenie GPS. Z kolei w roku 2019 wykonano pomiary miąższości warstwy torfu oraz pobrano próbki (Fot. 2.1) do analizy uwodnienia torfu metodą prażenia. Analiza pojedynczej próbki polegała na pobraniu 5 cm³ torfu, zważeniu mokrego osadu oraz wysuszeniu w suszarce przez 24 h w 105° C (Tobolski 2000). Po wysuszeniu próbki zostały one zważone, a na podstawie różnic w masie przed i po suszeniu obliczono uwodnienie torfu przy użyciu wzoru:



Ryc. 2.5. Lokalizacja punktów pomiarowych na Torfowisku Kluki



Ryc. 2.6. Lokalizacja punktów pomiarowych na Ciemińskich Błotach



Ryc. 2.7. Lokalizacja punktów pomiarowych na Wielkim Bagnie (Torfowisku Żarnowska)

$$H_2O (\%) = (MM - MS) / MM \cdot 100$$

gdzie:

H_2O – uwodnienie osadu (%)

MM – masa mokrego osadu (g)

MS – masa suchego osadu (g)



Fot. 2.1. Pobór próbki torfu do analizy uwodnienia

Wszystkie dane ilościowe i jakościowe wody przeniesione zostały do bazy komputerowej Zakładu Hydrologii UG. Na podstawie uzyskanych danych obliczono klimatyczny bilans wodny oraz właściwy bilans wodny oparty o wymianę pionową i horyzontalną, a także retencję. Dane posłużyły również do oceny zmian poziomu wód podziemnych i powierzchniowych. Parowanie z powierzchni wodnej obliczono przy użyciu wzoru Tichomirowa, którego postać przedstawiono poniżej:

$$E_o = d \cdot (15 + 3 \cdot v)$$

gdzie:

E_o – miesięczna suma parowania z powierzchni wody

d – średni miesięczny niedosyt wilgotności powietrza

v – średnia miesięczna prędkość wiatru (Żarnowiec i in. 2016).

Opracowanie graficzne uzyskanych wyników wykonano przy użyciu takich programów jak Exel, ArcGis oraz ArcMap. Uzupełnieniem danych była dokumentacja fotograficzna wykonana w terenie.

Zakres czasowy objął lata hydrologiczne 2018-2021, zaś zakres przestrzenny obszar trzech torfowisk: Ciemińskie Błota, Kluki i Wielkie Bagno.

W 2018 r., po wykonaniu zasadniczych pomiarów terenowych i odczytaniu pierwszych danych z zainstalowanych piezometrów wraz z data loggerami wykonano także modelowanie zmian poziomu wód podziemnych, wynikających z zaproponowanych do montażu przegród na wybranych obiektach hydrograficznych. Modelowanie wykonane zostało dla warunków wodnych średnich oraz ekstremalnych (okres suchy i wilgotny). W tym celu poproszono o konsultacje i współpracę dr Mateusza Grygoruka ze Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie. Do oceny zmian wykorzystano model wód podziemnych który został opracowany z wykorzystaniem algorytmu obliczeniowego MODFLOW 2005 (Harbaugh, 2005), opartego na cząstkowym równaniu różniczkowym przepływu wód podziemnych:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) + W = S_s \frac{\partial h}{\partial t}$$

gdzie: K_{xx} , K_{yy} , K_{zz} – elementy tensora przewodności hydraulicznej w kierunkach x, y i z, wyrażone w jednostkach [L/T], W – strumień wody reprezentujący dopływ ($W > 0$) lub odpływ ($W < 0$) wody do/z domeny modelu, wyrażony w jednostkach [T-1], h – wysokość zwierciadła wody (ciśnienie piezometryczne) wyrażone w jednostkach L, S_s – pojemność (retencja) właściwa warstwy wodonośnej [L-1], a t – czas [T].

Symulacje modelowe przeprowadzono z wykorzystaniem interfejsu ModelMuse USGS (Winston, 2009) w wersji 2.14. Modelowanie przepływu wód podziemnych wykonano z zastosowaniem Layer Property Flow Package (LPF) wchodzącego w skład algorytmu MODFLOW. Opracowany model obejmuje swym zasięgiem obszar południowej części Słowińskiego Parku Narodowego, na południe od jez. Łebsko. Obszar modelu od południa jest ograniczony strefami krawędziowymi wysoczyzn. Od północy obszar jest ograniczony południowym brzegiem jez. Łebsko. Od zachodu granica modelu biegnie wzdłuż koryta kanału Łupawa-Łebsko. Od wschodu granicę modelu poprowadzono wzdłuż lokalnych działów wodnych. Powierzchnia obszaru objętego zasięgiem opracowanego modelu wynosi 11433 ha. Obliczenia symulacyjne przeprowadzono w siatce grid o zmiennej rozdzielczości przestrzennej: od 100 m x 100 m poza obszarami istotnymi z punktu widzenia analizy problemu badawczego do 10 m x 10 m na obszarach istotnych z punktu widzenia analizy położenia zwierciadła wody w trzech obszarach mokradłowych. Obliczenia przeprowadzono łącznie w 720315 komórkach obliczeniowych w każdej z

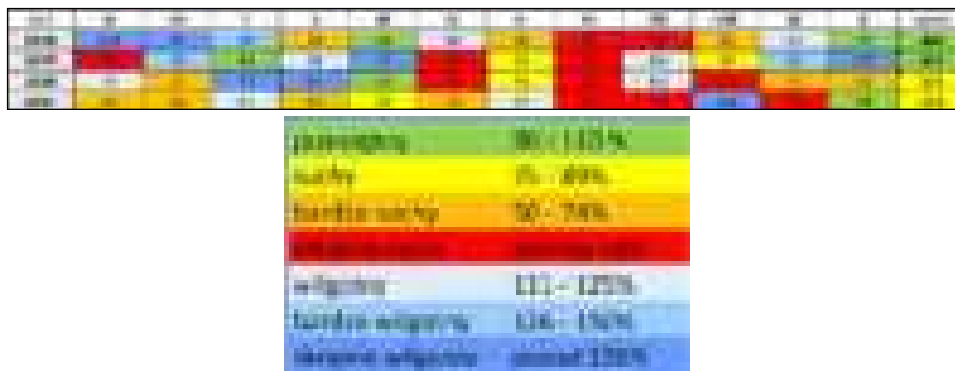
dwóch warstw modelu. Na podstawie analizy dostępnych materiałów geologicznych przyjęto, że pole przepływu wód podziemnych może być symulowane w dwuwarstwowej domenie. Pierwsza (powierzchniowa) warstwa modelu symuluje warstwę torfów (piasków – poza zasięgiem występowania gleb torfowych). Miąższość tej warstwy wynosi od 2 do 5 m, w zależności od miąższości torfów w badanych obiektach mokradłowych. Druga warstwa ma miąższość ok. 50 m i odzwierciedla warunki przepływu wód podziemnych w piaskach. Współczynniki filtracji warstw wodonośnych określono na podstawie kalibracji. Wynoszą one odpowiednio $0,232 \text{ m}\cdot\text{doba}^{-1}$ (dla torfów) oraz $5,15 \text{ m}\cdot\text{doba}^{-1}$ (dla piasków). W obliczeniach modelowych przyjęto, że zwierciadło wód podziemnych wierzchniej warstwy domeny ma charakter swobodny, a zwierciadło wód podziemnych warstwy piasków jest napięte. Na podstawie dostępnych danych o opadach i parowaniu przyjęto, że strumień zasilający wody podziemne w drodze infiltracji (po uwzględnieniu strat) na obszarze badań jest homogeniczny i wynosi $0,00021 \text{ m}\cdot\text{doba}^{-1}$. Położenie zwierciadła wody w jez. Łebsko oraz wzdłuż koryt głównych cieków stanowiących warunki brzegowe modelu symulowano z wykorzystaniem pakietu CHD. Zasilanie wód podziemnych symulowano z wykorzystaniem pakietu RCH. Drenującą rolę rowów melioracyjnych symulowano z wykorzystaniem pakietu DRN. Model skalibrowano na podstawie dostępnych danych o położeniu zwierciadła wody w 65 piezometrach położonych w granicach analizowanych obszarów badań.

2.4. Uzyskane wyniki

Opad i parowanie

Analizując wielkość opadów atmosferycznych należy odnotować znaczne ich zróżnicowanie, tak w rozkładzie rocznym, jak i miesięcznym. W efekcie na podstawie klasyfikacji opadowej Kaczorowskiej (1962) zauważono, że poszczególne lata miały różny charakter. Lata 2018 i 2019 zaliczyć należy do lat przeciętnych pod względem opadów, zaś lata 2020 i 2021 do lat suchych. Z kolei w przypadku rozkładu miesięcznego widać mozaikę uzyskanych wyników, od miesięcy skrajnie suchych (poniżej 50% udziału w opadzie średniej sumy z wielolecia), poprzez bardzo suche, suche, przeciętne (90-110%), wilgotne, bardzo wilgotne i skrajnie wilgotne (powyżej 150% udziału w opadzie średniej sumy z wielolecia). Co istotne w latach 2020 i 2021 widać wzrost liczby miesięcy z grupy miesięcy suchych, bardzo suchych i skrajnie suchych, odpowiednio 8 i 9, gdy w poprzednich latach wartości te dotyczyły 5 miesięcy. Z kolei liczba miesięcy wilgotnych, bardzo wilgotnych i skrajnie wilgotnych spadła z wartości 5 w roku 2018 i 6 w roku 2019 do wartości 4 w roku 2020 i 3 w roku 2021. Interesująco na tle wszystkich miesięcy przedstawia się czerwiec, gdzie we wszystkich latach był on uznany za miesiąc skrajnie suchy (Tab. 2.2).

Tabela 2.2. Klasyfikacja opadowa według Kaczorowskiej (1962) obliczona dla miesięcy lat hydrologicznych 2018-2021 na stacji w Łebie

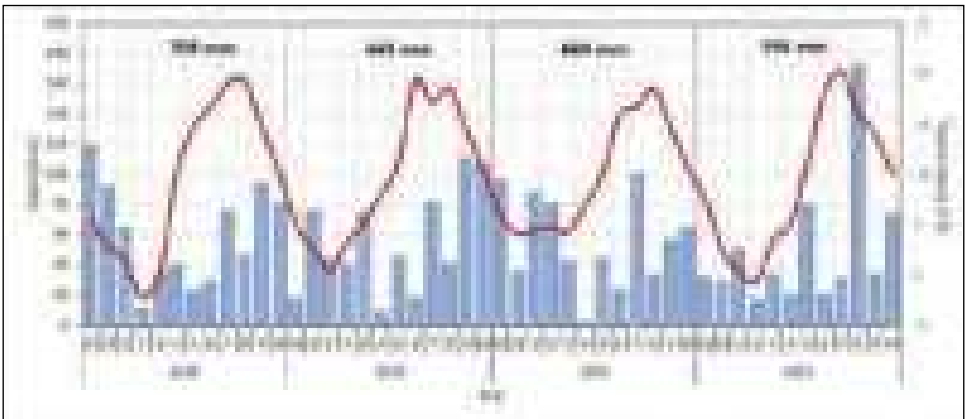


Rozpatrując dane uzyskane ze stacji zlokalizowanej w Gaci zmienność opadów dla poszczególnych lat wahała się od 594 mm w roku 2021 do 709 mm w roku 2018 (amplituda dla całego okresu pomiarowego wyniosła 115 mm). Dla pozostałych lat tj. 2019 i 2020 opady wyniosły odpowiednio 665 i 669 mm. Z kolei na stacji IMGW w Łebie zróżnicowanie to mieściło się w zakresie od 553 mm w roku 2021 do 667 mm w roku 2019 (amplituda dla całego okresu pomiarowego wyniosła 114 mm). Dla roku 2018 wielkość opadu wyniosła 650 mm, a dla roku 2020 – 571 mm. Widać zatem, że różnice obserwowane są także dla poszczególnych stacji, co wiązać należy z ich położeniem i wpływem lokalnych i regionalnych uwarunkowań, choć amplituda wahań była podobna. Szczególnie dotyczy to roku 2020 (98 mm różnicy), a także roku 2018 (59 mm różnicy) i roku 2021 (41 mm różnicy). Dla roku 2019 różnica jest nieznaczna i wynosi zaledwie 2 mm.

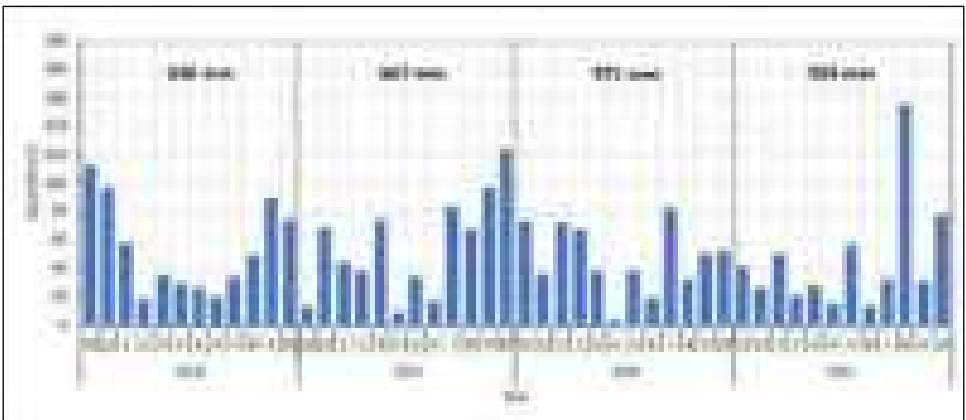
Rozpatrując zróżnicowanie miesięczne opadów dla poszczególnych lat odnotować należy pewną nieregularność. Na stacji w Gaci w roku 2018 najwyższe opady (powyżej 80 mm) odnotowano w miesiącach listopad, grudzień, wrzesień i październik, z maksimum osiągniętym w grudniu - 119 mm. Znaczne wartości odnotowano także w styczniu i lipcu (64 i 75 mm). Z kolei najniższe wartości zanotowane były w miesiącach lutym, maju i czerwcu, z minimum w lutym (11 mm). W roku 2019 uzyskane wyniki odbiegały od tych zanotowanych w roku poprzednim. Najniższe opady zmierzono w miesiącach: listopad, kwiecień i czerwiec (minimum kwiecień – 9 mm), zaś najwyższe w miesiącach wrzesień i październik (powyżej 100 mm). Rok 2020 charakteryzował się maksimum opadowym odnotowanym w lipcu i listopadzie (101 mm i 97 mm) i minimum opadów zarejestrowanym w kwietniu (2 mm) i czerwcu (24 mm). W tym czasie w styczniu i lutym odnotowano dodatkowo anomalnie wysokie opady (89 mm i 80 mm). W roku 2021 zanotowano najwyższy opad miesięczny w całym okresie pomiarowym wynoszący 173 mm (sierpień). Wysokie opady wystąpiły także w maju i październiku (odpowiednio 80 i 74 mm). Z kolei najniższe opady notowano w lutym, kwietniu i czerwcu (16-20

mm). Zasilanie atmosferyczne dla stacji w Gaci w latach 2018-2021 przedstawiono na Ryc. 2.8.

Z kolei rozkład opadów na stacji w Łebie przedstawiono na Ryc. 2.9. Jest on zbliżony do tego, który odnotowano na stacji w Gaci, z drobnymi odstępstwami notowanymi w roku 2018 i 2019. Dotyczą one: w roku 2018 wyższych opadów w marcu w stosunku do kwietnia, czy niższych opadów w maju w stosunku do czerwca, a także niższych opadów w lipcu w stosunku do sierpnia (na stacji w Gaci było odwrotnie). Z kolei w roku 2020 dotyczą one jedynie niższych wartości odnotowanych we wrześniu w stosunku do października. Dla pozostałych lat rozkład zmienności miesięcznej jest taki sam jak na stacji w Gaci, choć uzyskane wyniki są nieco niższe. Absolutne maksimum dla całego okresu pomiarowego wystąpiło w sierpniu 2021 roku (blisko 156 mm), zaś absolutne minimum w kwietniu 2020 roku (4 mm). Co ciekawe lata 2018-2019 charakteryzowały się wartościami opadu powyżej 650 mm, zaś lata 2020-2021 osiągały wartości jedynie na poziomie 553-571 mm, co daje różnicę pomiędzy latami rzędu 80-100 mm.



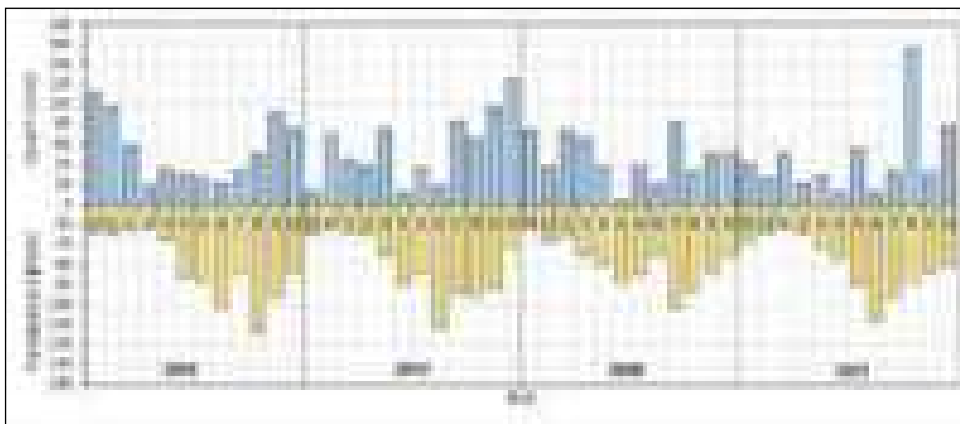
Ryc. 2.8. Miesięczne opady atmosferyczne na stacji w Gaci w latach 2018-2021



Ryc. 2.9. Miesięczne opady atmosferyczne na stacji w Łebie w latach 2018-2021

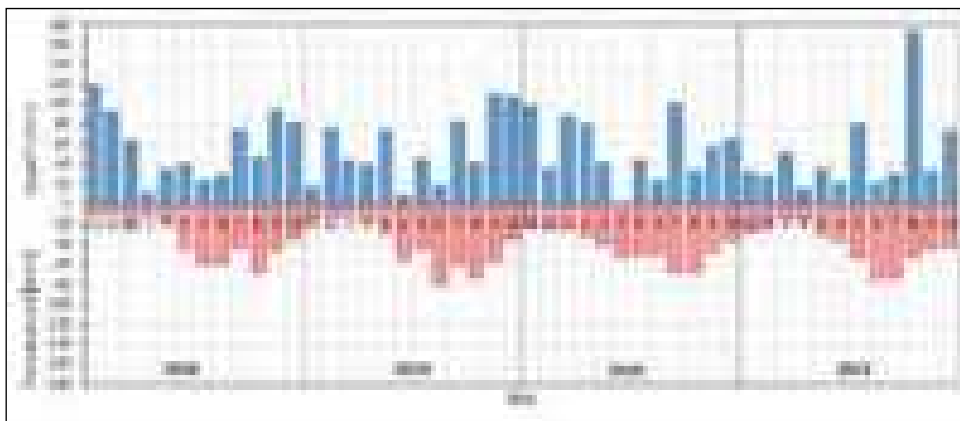
W przypadku parowania dla poszczególnych lat było ono do siebie zbliżone. Mieściło się na stacji w Łebie w zakresie od 709 mm w roku 2020 do 753 mm w roku 2018 (amplituda równa 44 mm). Dla pozostałych lat tj. roku 2019 i 2021 parowanie wyniosło odpowiednio 742 mm i 716 mm. Z kolei na stacji w Gaci wielkość parowania przyjmowała wartości z przedziału od 436 mm w roku 2018 do 494 mm w roku 2020. Dla dwóch pozostałych lat parowanie wyniosło odpowiednio 492 mm (rok 2019) i 487 mm (rok 2021). Z uzyskanych wyników widać, że jedynie rok 2018 odbiegał w uzyskanych wynikach. W tym czasie parowanie było niższe o około 50 – 60 mm w skali roku.

Analizując wielkość parowania w rozkładzie miesięcznym zauważyć należy, że dla wszystkich lat najwyższe parowanie wystąpiło w Łebie w miesiącach ciepłych od kwietnia do października (poza rokiem 2019) z maksimum w czerwcu (rok 2019 i 2021) wynoszącym odpowiednio 123 i 115 mm, lipcu (rok 2020) – 103 mm oraz w sierpniu (rok 2018) – 128 mm. Absolutne maksimum parowania w okresie pomiarowym uzyskano w sierpniu 2018 roku. Najniższe parowanie notowane było natomiast w miesiącach chłodnych tj. od listopada do marca oraz czasami w październiku (rok 2019). Absolutne minimum parowania uzyskano w grudniu 2019 roku (21 mm), a także w listopadzie 2020 roku, styczniu 2021 roku i lutym 2018 roku (22 mm) (Ryc. 2.10).



Ryc. 2.10. Miesięczne wielkości parowania na tle opadów atmosferycznych na stacji w Łebie w latach 2018-2021

Z kolei w przypadku stacji w Gaci parowanie w rozkładzie miesięcznym charakteryzowało się podobnym rozkładem, tj. najwyższymi wartościami w okresie ciepłym i niskimi w okresie chłodnym. Maksymalne parowanie notowane było od kwietnia do września, z absolutnym maksimum odnotowanym w czerwcu i sierpniu 2019 roku, kiedy wyniosło 79 mm i 73 mm, a także w czerwcu i lipcu 2021 roku, kiedy osiągnęło odpowiednio wartości 75 i 72 mm. Absolutne minimum parowania uzyskano w grudniu, lutym i listopadzie 2018 roku (8 mm, 9 mm i 10 mm), a także w grudniu i styczniu roku 2018 i roku 2019 (Ryc. 2.11).



Ryc. 2.11. Miesięczne wielkości parowania na tle opadów atmosferycznych na stacji w Gaci w latach 2018-2021

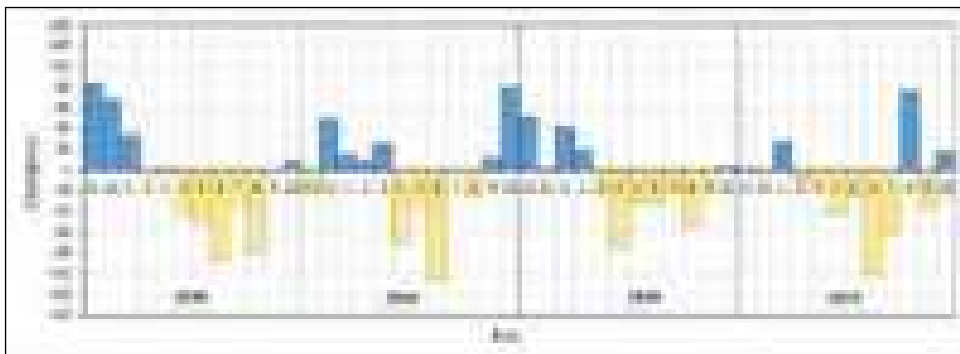
Klimatyczny bilans wodny

Bilans klimatyczny opiera się w zasadzie na dwóch zmiennych tj. opadzie atmosferycznym i parowaniu. W zależności od tego, który z elementów uzyskuje wyższą wartość mamy wtedy do czynienia z bilansem dodatnim (wyższy opad atmosferyczny) lub ujemnym (wyższe parowanie). Może także zdarzyć się sytuacja, że wielkość opadu jest taka sama jak parowania, wtedy oba elementy równoważą się. W konsekwencji na jego podstawie można stwierdzić, czy na danym terenie panują warunki, które gwarantują nadwyżkę wody (stabilne zasoby wodne), lub też pojawiają się niedobory wody, mogące skutkować wieloma niekorzystnymi konsekwencjami. W przypadku analizowanych danych dla stacji w Łebie zauważyć można, że wszystkie lata charakteryzowały się ujemnym bilansem klimatycznym. Różnica między opadem i parowaniem wyniosła bowiem od -75 mm w roku 2019 do -163 mm w roku 2021. Dla pozostałych lat bilans również był ujemny i wyniósł odpowiednio dla roku 2018 -103 mm, a dla roku 2020 -138 mm (Tab. 2.3). Bardziej ujemne wartości bilansu w latach 2020 i 2021 wynikają z faktu drastycznego spadku wielkości opadów atmosferycznych, rzędu blisko 100 mm, przy jednoczesnym spadku wielkości parowania o 20-40 mm. Jednakże wydaje się, że wartości parowania dla tego posterunku są mocno zawyżone, gdyż średnia dla tego regionu rozpatrywana w skali całej Polski wynosi około 500 mm.

Tabela 2.3. Roczny klimatyczny bilans wodny (KBW) dla stacji w Łebie w latach 2018-2021

Rok	Opad [mm]	Parowanie [mm]	KBW [mm]
2018	650	753	-103
2019	667	742	-75
2020	571	709	-138
2021	553	716	-163

Analizując klimatyczny bilans wodny w rozkładzie miesięcznym (Ryc. 2.12) odnotować należy, że w roku 2018 jedynie w miesiącach od listopada do stycznia oraz w marcu i październiku był to bilans dodatni (więcej opadów w stosunku do wielkości parowania), zaś dla pozostałych miesięcy ujemny (większe parowanie w stosunku do wielkości opadów). Najwyższą dodatnią wartość uzyskaną w listopadzie (powyżej 80 mm), zaś najniższą w czerwcu (ponad -80 mm). Z kolei w roku 2019 dodatni bilans klimatyczny obserwowany był w od grudnia do marca oraz we wrześniu i październiku. W pozostałych miesiącach wystąpił ujemny bilans klimatyczny. Najwyższą dodatnią wartość zanotowano w październiku (80 mm), natomiast najwyższą ujemną wartość w czerwcu (ponad -100 mm). Kolejny rok tj. 2020 charakteryzował się dodatnim bilansem klimatycznym w okresie od listopada do lutego oraz w październiku, z maksimum w listopadzie (około 50 mm). Z kolei ujemne wartości bilansu odnotowano w okresie od marca do września, z ekstremum odnotowanym w kwietniu (blisko -80 mm). Ostatnie z analizowanych lat jedynie w listopadzie, styczniu, sierpniu i październiku miało dodatni bilans klimatyczny, z maksimum w sierpniu – blisko 80 mm. W pozostałych miesiącach notowany był ujemny bilans klimatyczny, z minimum na poziomie minus 100 mm notowanym w czerwcu. Główną przyczyną takiego rozkładu klimatycznego bilansu wodnego jest zmienność sezonowa, a przede wszystkim wielkość opadów atmosferycznych rozpatrywanych w skali rocznej, jak i miesięcznej.



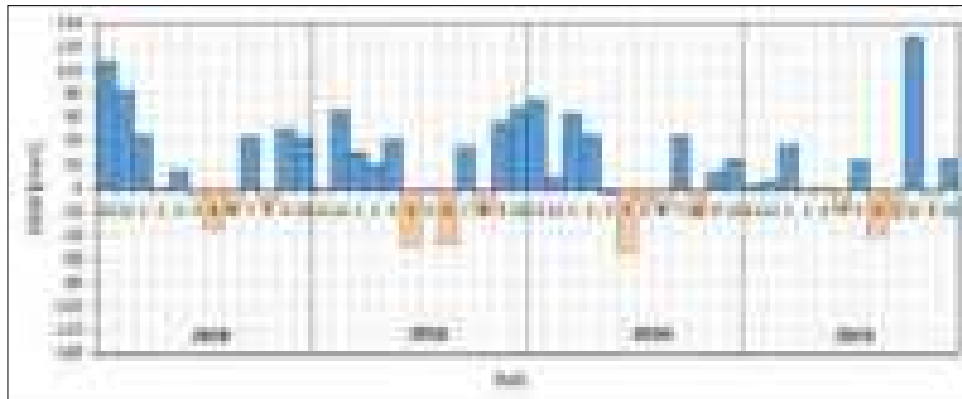
Ryc. 2.12. Klimatyczny bilans wodny obliczony na stacji w Łebie dla lat 2018-2021

W związku z tym, że jak już wcześniej wspomniano, wartości parowania dla stacji w Łebie budzą wątpliwości, postanowiono obliczyć bilans klimatyczny również dla danych ze stacji w Gaci. Na podstawie uzyskanych wyników zauważyć można zupełnie inną sytuację. Dla wszystkich lat odnotowano dodatni bilans klimatyczny. Różnica między opadem i parowaniem wyniosła od 107 mm w roku 2021 do 273 mm w roku 2018. Dla pozostałych lat różnice wyniosły 173 mm dla roku 2019 i 177 mm dla roku 2020 (Tab. 2.4). Amplituda wyników pomiędzy latami wyniosła 166 mm.

Analizując natomiast klimatyczny bilans wodny w rozkładzie miesięcznym (Ryc. 2.13) odnotować należy, że dla wszystkich lat w miesiącach kwietniu i czerwcu zawsze był on ujemny. Dodatkowo wartości ujemne notowano w maju 2018 i 2020 roku, lipcu 2021 roku, sierpniu 2018, 2019 i 2020 roku, a także we wrześniu 2021 roku. W przypadku pozostałych okresów odnotowano zawsze dodatni bilans klimatyczny. Najwyższą dodatnią wartość uzyskano w sierpniu 2021 roku (120 mm), a następnie w listopadzie i grudniu 2018 roku (odpowiednio 110 i 82 mm). Z kolei najniższą dodatnią wartość bilansu zaobserwowano w lutym 2018 roku, listopadzie i maju 2019 roku, marcu 2020 roku i lutym 2021 roku. Dla wszystkich tych terminów uzyskano wartość około 1 mm. W przypadku wartości ujemnych bilansu klimatycznego absolutne minimum uzyskano w czerwcu 2019 i 2021 roku (-60 mm i -58 mm). Z kolei najwyższe z ujemnych wartości obliczono w kwietniu 2018 roku i maju 2020 roku (około 2-4 mm).

Tabela 2.4. Roczny klimatyczny bilans wodny (KBW) dla stacji w Łebie w latach 2018-2021

Rok	Opad [mm]	Parowanie [mm]	KBW [mm]
2018	709	436	273
2019	665	492	173
2020	669	494	177
2021	594	487	107



Ryc. 2.13. Klimatyczny bilans wodny obliczony na stacji w Gaci dla lat 2018-2021

Sieć hydrograficzna

Na sieć hydrograficzną obszaru badań składają się przede wszystkim kanały i rowy odwodnieniowe wewnątrz torfowisk (Ryc. 2.14), o różnej długości, szerokości i głębokości (Ryc. 2.15). W wielu przypadkach są one silnie zarośnięte i niedrożne stale lub okresowo.

W okresach o niewielkich opadach atmosferycznych lub niskiej retencji kanały i rowy melioracyjne są wyschnięte, przykładem czego może być rów w północ-

nej części torfowiska Ciemińskie Błota (Fot. 2.2.), Kanał Żarnowski (Fot. 2.3), czy wyschnięty powierzchniowo rów na torfowisku Żarnowskim (Fot. 2.4). W efekcie mają one często różną przepustowość, która zależy od sezonowości i warunków hydrometeorologicznych. W przypadku torfowiska Ciemińskie Błota długość rowów wahała się w zależności od sezonu od 3 do 32 km (średnio 10 km), zaś gęstość rowów wahała się od 11 do 119 m·ha⁻¹ (średnio 37 m·ha⁻¹). Drugie z torfowisk – Torfowisko Kluki charakteryzowało się długością rowów na poziomie od 4 do 77 km (średnio 24 km), przy gęstości rowów zmieniającej się w zakresie od 4 do 79 m·ha⁻¹ (średnio 25 m·ha⁻¹). Z kolei na Wielkim Bagnie (Żarnowska) długość rowów mieściła się w zakresie od 40 do 160 km (średnio 100 km). Natomiast gęstość rowów zmieniała się w zakresie od 31 do 123 m·ha⁻¹ (średnio 77 m·ha⁻¹).



Ryc. 2.14. Sieć hydrograficzna obszaru badań



Ryc. 2.15. Przykładowy podział rowów na torfowisku Ciemińskie Błota dokonany ze względu na cechy morfometryczne



Fot. 2.2. Wyschnięty rów w północnej części torfowiska Ciemińskie Błota (fot. 19.10.2018)

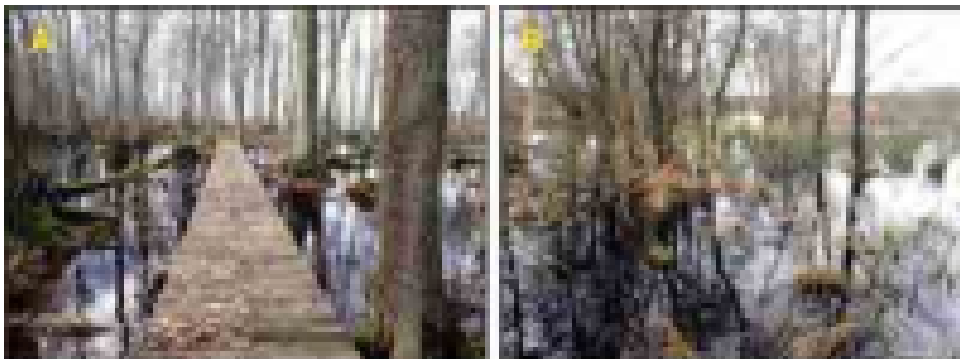


Fot. 2.3. Wyschnięty Kanał Żarnowski (fot. 24.08.2018)



Fot. 2.4. Wyschnięty powierzchniowo rów na torfowisku Żarnowskim z płem na wierzchu (fot. 24.08.2018)

W niektórych przypadkach rowy i kanały mają charakter tranzytowy. Ich zadaniem jest jedynie przetransportowanie wody przez obszar torfowiska do określonego odbiornika (recypienta). Dodatkowo występują tu rowy opaskowe okalające torfowiska. Ich zadaniem jest przechwytywanie wody ze spływu powierzchniowego, stanowiąc element odwadniania otwartego. W sąsiedztwie torfowisk znajdują się także rzeki Łeba i Pustynka, a także jezioro Łebsko, które silnie wpływają na stosunki wodne wszystkich analizowanych torfowisk (możliwość dwukierunkowego drenażu). Również w przypadku Wielkiego Bagna (Żarnowska) występują zagłębienia poeksploatacyjne po wydobytych torfie, które w chwili obecnej wypełnione są wodą (Ryc. 2.14). Uzupełnieniem sieci hydrograficznej jest okresowo stagnująca woda na powierzchni torfowisk (Fot. 2.5), zależna przede wszystkim od warunków opadowych, termicznych i zdolności retencyjnych. Zjawisko to jest także silnie powiązane ze zmiennością sezonową. W efekcie zdarzają się miejsca, które stale są podmokłe z wyjątkiem okresów ekstremalnie suchych np. na Ciemińskich Błotach obszar położony na północ od kanału o przebiegu równoleżnikowym w centralnej części obiektu, bądź mają zmienny stan retencji np. ten sam obszar tylko położony na południe od kanału.



Fot. 2.5 Zalane fragmenty torfowiska – stan grudzień 2017: A) Torfowisko Kluki od strony jeziora Łebsko, B) Ciemińskie Bagna w rejonie rzeki Pustynki

Zmienność sezonowa sieci hydrograficznej

Zadaniem kartowania terenowego było stwierdzenie stanu retencji badanych torfowisk, w różnych warunkach hydrometeorologicznych. Polegało ono na zaznaczaniu na podkładzie kartograficznym miejsc powierzchniowej stagnacji wody oraz miejsc (włączając w to rowy melioracyjne) pozbawionych wody. Kartowanie umożliwiło wskazanie obszarów o dużym nasyceniu wodą podłoża torfowego, nawet w cieplej, suchej porze roku.

Wykonywane w okresie pomiarowym kartowania hydrograficzne wskazują na dużą dynamikę zmienności zasobów wód powierzchniowych, wynikających z warunków pluwiometrycznych oraz zmienności sezonowej. W konsekwencji możemy zaobserwować okresy, kiedy torfowiska są w dobrej kondycji hydrologicznej (Fot. 2.6), jak też, co jest bardzo niekorzystne, ulegają procesowi wysychania (Fot. 2.7, 2.8). Ważne jest też określenie, z jakim rokiem hydrologicznym mamy do czynienia, gdyż rzutuje to na warunki wodne. W sytuacji, gdy jest to rok suchy lub bardzo suchy większość obiektów liniowych po prostu wysycha (Fot. 2.9).



Fot. 2.6. Woda przelewająca się przez drogę z pełnego rowu na Wielkim Bagnie w lutym 2020 roku



Fot. 2.7. Wyschnięty odsłonięty torf na Torfowisku Żarnowskim (fot. 26.06.2016)



Fot. 2.8 Sucha powierzchnia torfowiska na Wielkim Bagnie w maju 2018 roku



Fot. 2.9. Suchy Kanał Żarnowski w czerwcu 2020 roku

Pomimo, że dany rok może być określony jako suchy, zdarzają się pojedyncze anomalnie wysokie opady, które szybko wypełniają wodą obiekty hydrograficzne (Fot. 2.10). Jednakże wypełnienie to jest chwilowe, gdyż woda szybko odpływa i wyparowuje w wyniku notowanych wysokich temperatur powietrza.



Fot. 2.10. Rów wypełniony wodą na Ciemińskich Błotach w lutym 2020 roku (rok suchy)

W zależności od pory roku ten sam obiekt może mieć w roku diametralnie różne warunki wodne, od wypełnionego wodą, po całkowicie wyschnięty (Fot. 2.11).



Fot. 2.11. Jeden z rowów odwadniających na Ciemińskich Błotach w różnych porach roku

Okresowo wzrost poziomu wody na analizowanych torfowiskach notowany był również po powierzchniowo wybranym torfie (Fot. 2.12).



Fot. 2.12. Obszary po powierzchniowo wybranym torfie na Wielkim Bagnie w marcu 2020 roku

W przypadku bezpośrednich kartowań terenowych udało ustalić się, że na torfowiskach panują zmienne warunki retencji. Zmiany charakteryzują się dużą dynamiką wynikającą z różnych warunków pluwiometrycznych oraz zmienności sezonowej. W okresie lata notuje się najgorsze warunki wodne na torfowiskach, efektem czego jest wysychanie większości kanałów i rowów odwodnieniowych. Woda obserwowana jest tylko w największych obiektach hydrograficznych. W związku z tym na rycinach nie zaznaczano kanałów i rowów, gdzie nie obserwowano wody. Nie oznacza to jednak, że nie było ich fizyczne. Na Ryc 2.16 przedstawiono sieć hydrograficzną notowaną w sierpniu 2018 roku, 2019 roku i 2020 roku. W tym czasie panowały najgorsze warunki hydrograficzne wynikające z niedoboru wody opadowej, silnego parowania oraz intensywnego zarastania. Na Torfowisku Kluki widoczny jest jedynie Kanał C9, na Ciemińskich Błotach brak jest sieci hydrograficznej wewnątrz obiektu, zaś na Wielkim Bagnie (torfowisku Żarnowska) tylko kilka rowów i zbiorniki poeksploatacyjne.



Ryc. 2.16. Sieć hydrograficzna na badanych torfowiskach notowana w sierpniu 2018, 2019 i 2020 roku



Ryc. 2.17. Sieć hydrograficzna na badanych torfowiskach notowana w maju 2019 roku

Z kolei nieco lepsza retencja panowała w okresie późnej wiosny (maj 2019 roku) (Ryc. 2.17). Jest to okres po wiosennych roztopach, gdzie widać utratę tkanki wodnej, choć główne i drugorzędne obiekty nadal wypełnione są wodą. W przypadku Torfowiska Kluki widać 6 podstawowych rowów, w tym Kanał C9 i jego dopływ, zaś na Ciemińskich Błotach dwa kanały wewnątrz tego obiektu. Na Wielkim Bagnie sieć hydrograficzna jest bardziej rozbudowana niż miało to miejsce w sierpniu.

Dobłą retencję zanotowano natomiast w marcu 2021 roku (Ryc. 2.18). Widać tu na wszystkich badanych torfowiskach rozbudowaną sieć hydrograficzną, a także w przypadku torfowiska Ciemińskie Błota i Torfowiska Kluki obszary podmokłe. W przypadku Ciemińskich Błot cały obszar na północ od rowu tranzytowego był podmokły. Natomiast na Torfowisku Kluki obszary te zajmowały jedynie północny fragment obszaru, a także drobne fragmenty w centralnej części i południowo – wschodni fragment torfowiska. Podobne warunki wystąpiły w listopadzie 2018 roku i związane były z wielkością opadów deszczu (Ryc. 2.19).



Ryc. 2.18. Sieć hydrograficzna na badanych torfowiskach notowana w marcu 2021 roku



Ryc. 2.19. Sieć hydrograficzna na badanych torfowiskach notowana w listopadzie 2018 roku

Z kolei w okresie wiosennych roztopów notowano bardzo dobre warunki wodne. Przykładowo w lutym 2020 roku i w marcu 2018 roku (Ryc. 2.20, 2.21) sieć hydrograficzna była mocno rozbudowana. Woda występowała nie tylko w głównych i drugorzędnych rowach, ale nawet w niewielkich obiektach liniowych. Poza tym znaczne obszary zalane były wodą (szczególnie dotyczy to Torfowiska Kluki i Ciemińskich Błot – północnej części), a inna część miała charakter obszarów podmokłych. W przypadku Wielkiego Bagna (Żarnowska) dominowały obszary podmokłe.

W całym okresie badań najlepsze warunki wodne (retencyjne) wystąpiły w grudniu 2017 roku (Ryc. 2.22). Jest to okres w którym sieć hydrograficzna była najbardziej rozbudowana. Dodatkowo na Torfowisku Kluki ponad 50% powierzchni zajmowały obszary zalane wodą. W przypadku Ciemińskich Błot, poza terenami na północ od kanału tranzytowego, zalane zostały także tereny przy zachodniej granicy. Nawet w przypadku Wielkiego Bagna pojawiły się obszary zalane wodą (północna i zachodnia część torfowiska). Znaczne powierzchnie wszystkich torfowisk zajmowały także obszary podmokłe. Jest to efekt bardzo dużych opadów, które wystąpiły w poprzedzającym go okresie lata, a także w związku z występującymi opadami w listopadzie i grudniu 2017 roku.



Ryc. 2.20. Sieć hydrograficzna na badanych torfowiskach notowana w lutym 2020 roku



Ryc. 2.21. Sieć hydrograficzna na badanych torfowiskach notowana w marcu 2018 roku



Ryc. 2.22. Sieć hydrograficzna na badanych torfowiskach notowana w grudniu 2017 roku

Drogi ucieczki wody z torfowisk

Jednym z problemów źle funkcjonujących hydrologicznie torfowisk jest nadmierna ucieczka wody poza ich granice, poprzez kanały i rowy odwodnieniowe. W przypadku analizowanych torfowisk taka kwestia niestety istnieje. Dla Torfowiska Kluki największym problemem jest Kanał C9, który jest kanałem tranzytowym, silnie drenującym szczególnie centralną część torfowiska. Niezależnie od pory roku prowadzi on znaczne ilości wody (Fot. 2.13). W okresach wilgotnych i chłodnych problem ten narasta (Fot. 2.14), przez co możliwe jest wylewanie się jego wód z koryta (Fot. 2.15). Odwadnianie następuje również przez rów opaskowy w północno - wschodniej części torfowiska, który odprowadza wody bezpośrednio do jeziora Łebsko.

Z kolei dla Wielkiego Bagna ucieczka wody odbywa się we wszystkich kierunkach. Woda wydostaje się z obiektu na południe w kierunku rzeki Łeby (Fot. 2.16), następnie na zachód do przepompowni Gać obsługującej polder o tej samej nazwie, dalej ku północy poprzez podziemną rurę odprowadzającą wodę do jeziora Łebsko i wreszcie na wschód, gdzie bazę drenażu stanowi Kanał Żarnowski odprowadzający swoje wody do rzeki Łeba (Fot. 2.17).



Fot. 2.13. Kanał C9 latem (fot. 26.06.2018)



Fot. 2.14. Kanał C9 wypełniony po brzegi wodą



Fot. 2.15. Woda z kanału C9 przelewa się przez drogę (styczeń 2018 roku)

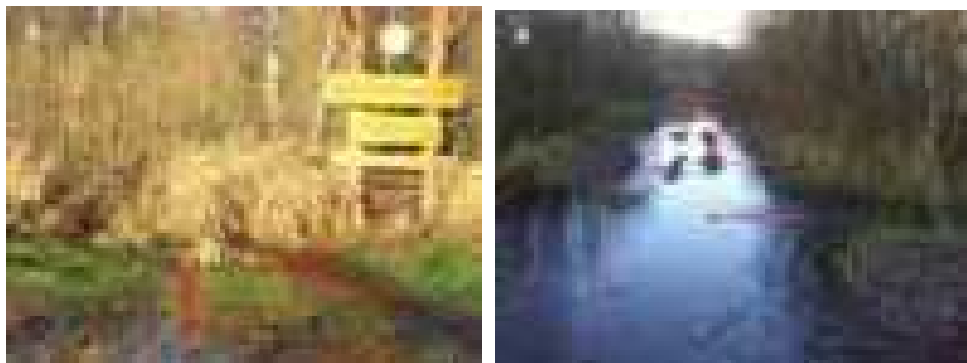


Fot. 2.16. Ucieczka wody z Wielkiego Bagna (torfowiska Żarnowska) do rzeki Łęby (fot. 24.02.2018)



Fot. 2.17. Ucieczka wody z Wielkiego Bagna (torfowiska Żarnowska) do rzeki Łeby

Ostatnie z torfowisk – Ciemińskie Błota charakteryzują się najlepszymi warunkami hydrologicznymi. Potencjalnym miejscem ucieczki wody jest Kanał Tranzytowy, który w przeszłości uchodził bezpośrednio do jeziora Łebsko (w chwili obecnej kanał jest zarośnięty i nie ma połączenia). Ponadto zaobserwowano, że woda przelewa się przez koronę wału drogi rozdzielającej od południa Ciemińskie Bagna z Izbickimi Bagnami. Odpływ ma formę licznych, chaotycznych strug przepływających w różnych kierunkach (Fot. 2.18).



Fot. 2.18. Drogi ucieczki wody z torfowiska Ciemińskie Błota – stan listopad 2017: **A** - przelewanie się wody z rowu opaskowego; **B** – różnokierunkowe przelewanie się wody na granicy Izbickich i Ciemińskich Bagien

Na Ryc. 2.23 przedstawiono zbiorczo wszystkie miejsca potencjalnych dróg ucieczki wody z torfowisk. W przypadku Torfowiska Kluki są dwie drogi ucieczki po wschodniej stronie torfowiska, natomiast dla Ciemińskich Błot takich miejsc jest pięć rozchodzących się w różnych kierunkach. Z kolei w przypadku Wielkiego Bagna (torfowiska Żarnowska) takich dróg jest siedem i zlokalizowane są one w północnej, wschodniej i zachodniej stronie torfowiska.



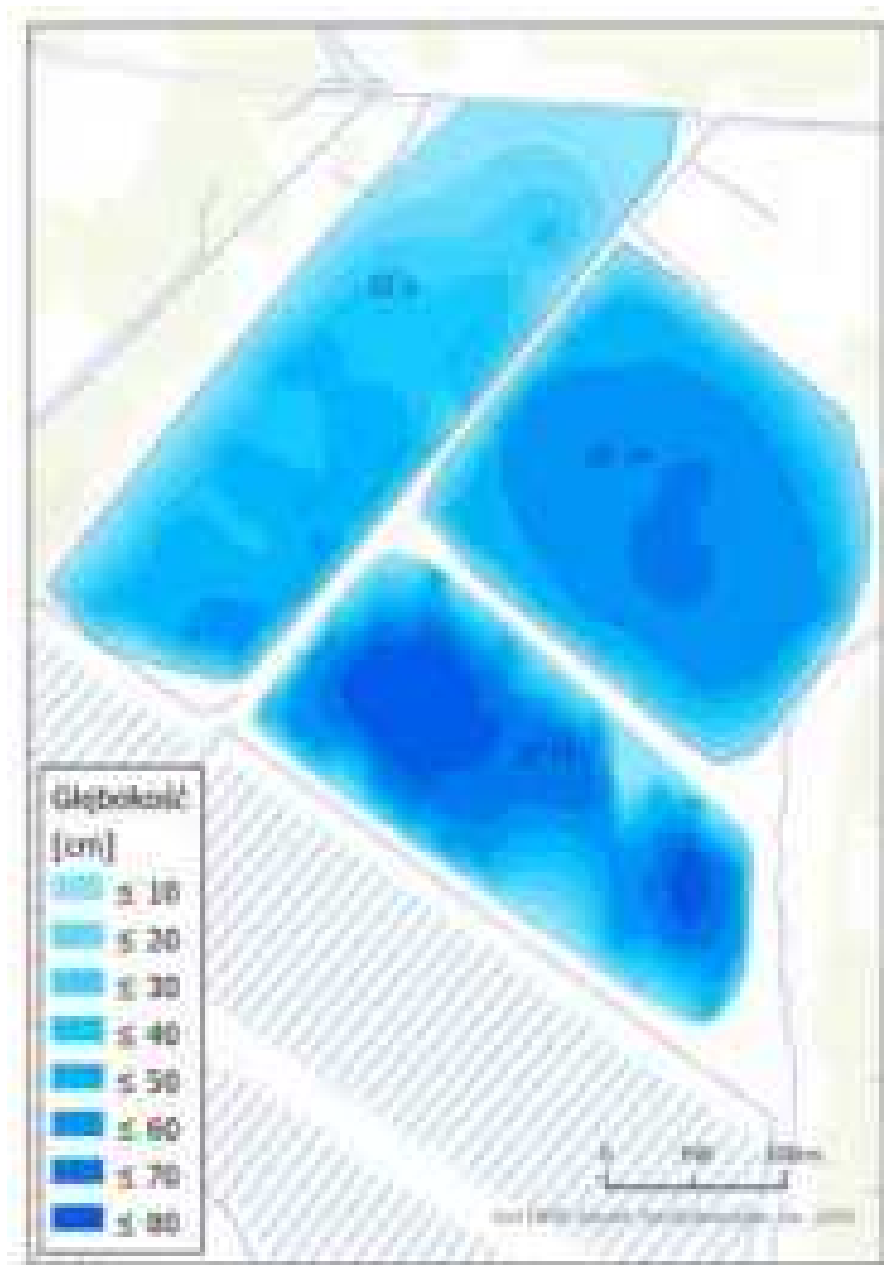
Ryc. 2.23. Potencjalne drogi ucieczki wody z badanych torfowisk

Morfometria i batymetria zbiorników poeksploatacyjnych

Na obszarze Torfowiska Wielkie Bagno, w odróżnieniu od dwóch pozostałych badanych torfowisk, znajdują się zbiorniki poeksploatacyjne po wydobyciu torfu. Łącznie jest ich 6 (ZL3, ZL7, ZL8, ZL9, ZL10 i ZL11). W zbiornikach ZL 9, ZL 10 oraz ZL 11 eksploatacja torfu zakończyła się w 2005 roku. Z kolei w zbiornikach ZL 3, ZL 7 i ZL 8 odbywała się ona od lat 70. do początku lat 90. ubiegłego wieku, przez co są one w dużej mierze zarośnięte. Największym zbiornikiem jest ZL 8, którego powierzchnia zajmuje 24,7 ha, a średnia głębokość wynosi 80 cm. Z kolei najgłębszym okazał się zbiornik ZL 9 o powierzchni 19 ha i średniej głębokości 90 cm. Najmniejszym zbiornikiem jest ZL7 o powierzchni 2,3 ha, zaś naj płytszym zbiornikiem ZL 8. W większości przypadków jest on zarośnięty i w okresie letnim częściowo wysycha. Średnia głębokość dla tego zbiornika wynosi 62 cm.

W ramach badań terenowych w roku 2018 i 2019 wykonano trzy plany batymetryczne dla zbiorników ZL9, ZL10 i ZL11 (Ryc. 2.24). Wszystkie analizowane

zbiorniki są płytkie, ich głębokości maksymalne nie przekraczają 1 m. Kształt misy jest regularny, a rozkład izobat silnie z nim powiązany. Dla wszystkich trzech zbiorników obliczono objętości wody przy różnym ich poziomie (Tabela 2.5).



Ryc. 2.24. Plany batymetryczne dla zbiorników poeksploatacyjnych ZL9, ZL10 i ZL11

Tabela 2.5. Objętość zbiorników poeksploatacyjnych na Wielkim Bagnie (Torfowisku Żarnowska)

ZBIORNIK ZL 9	Data	V[m ³]
Średni poziom wody		101327,3
Maksymalny poziom wody	05.01.2018	138121,7
Minimalny poziom wody	20.09.2018	44897,2
Podczas pomiarów	24.08.2018	49853,9
ZBIORNIK ZL11	Data	V[m ³]
Średni poziom wody		61214,1
Maksymalny poziom wody	12.12.2017	121560,8
Minimalny poziom wody	20.09.2018	9488,3
Podczas pomiarów	25.02.2019	77019,2
ZBIORNIK ZL10	Data	V[m ³]
Średni poziom wody		67590,7
Maksymalny poziom wody	16.11.2017	128269,9
Minimalny poziom wody	26.08.2018	25982,2
Podczas pomiarów	26.06.2019	76259,2

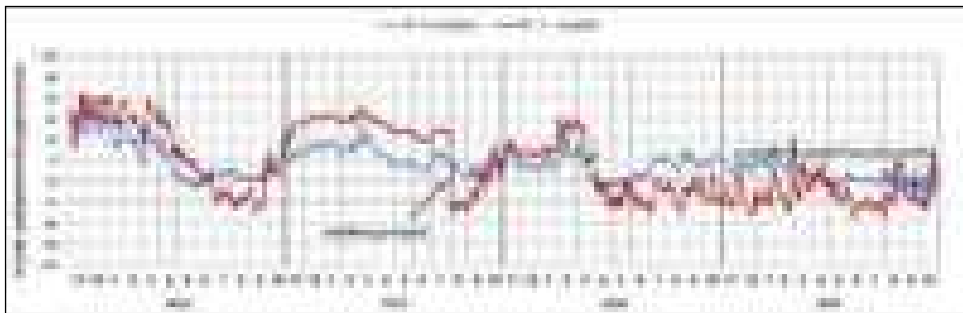
Na wszystkich zbiornikach najwyższy stan wody miał miejsce w listopadzie 2017 r., podczas którego objętość zmagazynowanej wody wzrosła średnio o 50 % w stosunku do stanu średniego. Z kolei najniższy stan wody miał miejsce we wrześniu 2018 r. i wtedy objętość wody w zbiornikach zmniejszyła się od 60 % w zbiorniku ZL 9 do nawet 80 % w zbiorniku ZL 3. Objętość zbiorników przy średnim poziomie wody wyniosła odpowiednio dla zbiornika ZL9 - 101 327 m³, dla zbiornika ZL 10 – 67 590 m³, a dla zbiornika ZL 11 – 62 214 m³. Zakres zmienności objętości wahał się dla zbiornika ZL9 od 44 897 do 138 121 m³, zaś dla zbiornika ZL10 od 25 982 do 128 269 m³. Natomiast dla zbiornika ZL11 objętość wody wahała się od 9 488 do 121 560 m³. Dodatkowo szacunkowo obliczono objętość średnią dla 3 pozostałych zbiorników poeksploatacyjnych. W przypadku zbiornika ZL3 wyniosła ona 9 000 m³, dla zbiornika ZL7 – 120 000 m³, zaś dla zbiornika ZL8 – 11 000 m³ (Lipińska 2020).

Na podstawie uzyskanych wyników można dodatkowo stwierdzić, że ilość wody w poszczególnych zbiornikach mocno zmieniała się w czasie, co jest efektem m.in. nieregularnego zasilania opadem atmosferycznym oraz nadmiernego parowania w okresie lata. Jest to tym bardziej zasadne, gdyż zbiorniki te są płytkie i silnie reagują na czynniki zewnętrzne.

Wahania wód powierzchniowych

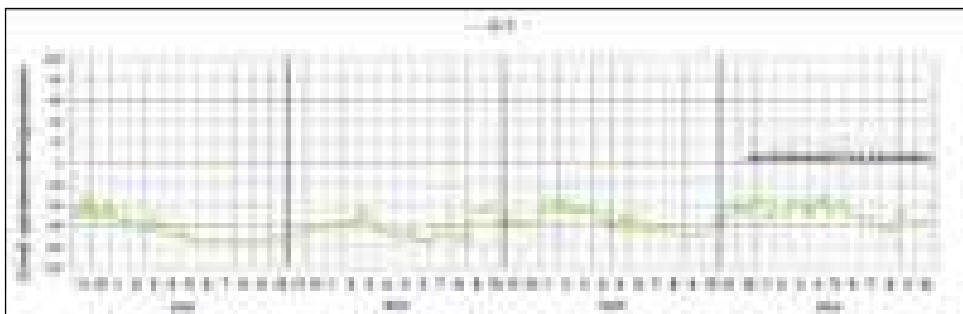
Na wszystkich analizowanych torfowiskach istnieje dobrze rozbudowana sieć kanałów i rowów odwodnieniowych (system drenażu powierzchniowego), wpływających na obieg wody na tych obiektach. Duże znaczenie w kształtowaniu stosunków wodnych Wielkiego Bagna, Torfowiska Kluki i Ciemińskich Błot ma także ich położenie w sąsiedztwie rzeki Łeby, Pustynki i jeziora Łebsko. Ich wpływowi podlegają szczególnie te fragmenty torfowisk, które są z rzekami i jeziorem połączone rowami melioracyjnymi. Na części z kanałów i rowów zainstalowano limniografy, mające na celu ocenę zmienności wahań wód powierzchniowych. Obliczenia poziomu wody dla wszystkich obiektów hydrograficznych odbywały się w stosunku do poziomu krawędzi rury piezometru, która była na wysokości 0 cm.

Dla celów niniejszej pracy zdecydowano się zaprezentować wyniki tylko dla trzech obiektów liniowych (po jednym najistotniejszym obiekcie dla każdego torfowiska). W przypadku **Ciemińskich Błot** zdecydowano się na analizę stanu wód **Kanału Tranzytowego**. Biegnie on południkowo do jeziora Łebsko i stanowi oś systemu odwodnienia. W efekcie rozcina torfowisko na część zachodnią – bardziej uwodnioną i część wschodnią - o gorszych parametrach wilgotności. Do kanału uchodzą mniejsze kanały i rowy, a wśród nich najważniejszą rolę drenującą spełnia kanał o przebiegu równoleżnikowym w centralnej części obiektu. Tu również zaznacza się podział ze względu na odmienne warunki wodne, ponieważ na północ od kanału (w kierunku jeziora), torfowisko wykazuje cechy obszaru niemal stale podmokłego (z wyjątkiem okresów ekstremalnie suchych), podczas gdy na południe od kanału stan retencji jest zmienny. Pozostałe istniejące wewnątrz obiektu rowy i kanały są w dużym stopniu zarośnięte i niedrożne. W tej chwili nawet Kanał Tranzytowy jest silnie zarośnięty i niedrożny. Analizując rytm zmienności stanów wody w tym kanale zauważyć można, że amplitudy wahań są niewielkie i dochodzą w skali roku maksymalnie do 60 cm. Świadczy to o dużej stabilizacji uzyskanych wyników. Przy stanie – (minus) 40 cm, kanał wysychał i rejestrował już tylko wody podziemne. Wyschnięcie nie oznaczało zatem, że nie było wody, tylko że nie była ona obserwowana na powierzchni. W rytmie zmienności zauważyć można dużą stabilizację stanów w okresie od listopada do maja oraz w październiku. Z kolei w okresie od czerwca do września zaznacza się znaczne obniżenie stanów, nawet o 40 cm w stosunku do okresu poprzedzającego. W analizowanym okresie poziomy wody zmieniały się w zakresie od -2 cm (listopad 2018 roku) do -62 cm p.p.t. (na granicy sierpnia i września 2019 roku oraz na granicy lipca i sierpnia 2021 roku) (Ryc. 2.25).



Ryc. 2.26. Zmienność dobową wahań poziomu wody w kanale C9 na Torfowisku Kluki

W przypadku **Wielkiego Bagna (Torfowisko Żarnowska)** poza obiektami liniowymi jego cechą hydrograficzną są zbiorniki poeksploatacyjne wypełnione wodą. Układ sieci melioracyjnej Wielkiego Bagna jest tak skonstruowany, że drenaż wody odbywa się we wszystkich kierunkach. Sieć rowów znajdujących się wewnątrz obiektu cechuje różny stopień drożności. Z reguły są to rowy częściowo zarosnięte, o zmiennej przepustowości, zależnej od sezonu i warunków pogodowych. Lepszą drożność wykazują rowy tranzytowe i obwodowe. W przypadku obiektów liniowych jednym z obiektów jest **Kanał Żarnowski**, który stanowi bazę drenażu wschodniej części torfowiska. Znajduje się on na obrzeżu torfowiska i „rządzi się własnymi prawami”. Woda płynie także, gdy pracuje przepompownia. W sytuacji, gdy kanał jest suchy, to w miejscu, gdzie jest limnigraf – woda i tak zawsze stagnuje. Stany wody na tym obiekcie charakteryzowały się dużą stabilnością uzyskanych wyników. Mieściły się one w zakresie od -30 cm do -80 cm w stosunku do poziomu krawędzi rury piezometru (0 cm). Amplituda wahań wyniosła około 50 cm (Ryc. 2.27). Jedynie głębszy i długoterminowy spadek poziomu wód pojawił się w okresie od maja 2018 roku do grudnia 2019 roku (od -60 do -80 cm). Z kolei wyższe poziomy zanotowano w okresie od listopada do czerwca 2021 roku (od -30 do -50 cm). W pozostałym okresie widać niewielkie wahania. Widać krótkoterminowe okresy wzrostowe, jak i krótkoterminowe okresy spadkowe.

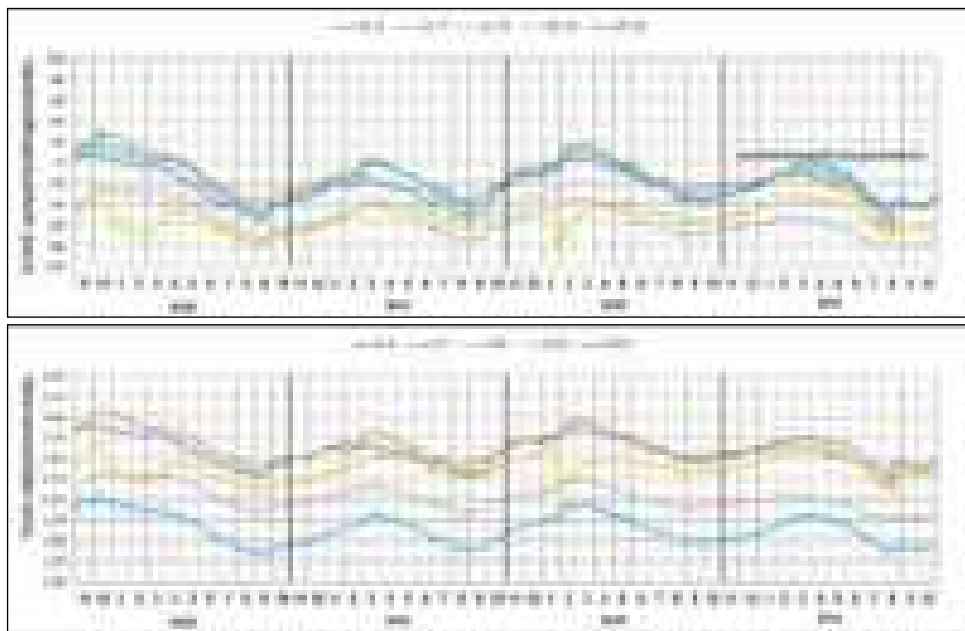


Ryc. 2.27. Zmienność dobową wahań poziomu wody w Kanale Żarnowska na Torfowisku Wielkie Bagno

W przypadku **zbiorników poeksploatacyjnych na Wielkim Bagnie** analizie poddano pięć z nich. Najmniejszą zmiennością wahań cechuje się zbiornik o największej powierzchni, czyli ZL-9. Amplituda wahań stanów wody dla tego zbiornika w okresie badań wyniosła 60 cm. Zbiornik ZL-3 i ZL-7 to zbiorniki stare, na których samoistnie zachodzi sukcesja roślinności i które znajdują się w granicach SPN. Na ich podstawie można wnioskować, co dzieje się z wodą na całym torfowisku. Amplitudy wahań dla tych zbiorników wyniosły odpowiednio 60 cm i 100 cm. W przypadku punktu ZL7 tak duża amplituda może być związana z roślinnością porastającą zbiornik, która czerpie więcej wody (Fot. 2.19). Dla dwóch ostatnich punktów tj. ZL-10 i ZL-11 amplituda wahań wyniosła odpowiednio 60 cm i 70 cm. W przypadku tych obiektów uzyskane wartości mogą być związane z oddziaływaniem kopalni torfu. Na Ryc. 2.28 przedstawiono zbiorczo zmienność wahań wody dla zbiorników poeksploatacyjnych ZL3, ZL7, ZL9, ZL10 i ZL11. W związku z tym, że wszystkie punkty pomiarowe zostały wcześniej zaniwelowane na wykresie przedstawiono dwie wersje - pierwszą jak w przypadku poprzednich obiektów wahania względem krawędzi piezometru i drugą z określeniem zmienności stanów w stosunku do wysokości nad poziomem morza. Analizując rytm zmienności wahań wód w zbiornikach poeksploatacyjnych zauważyć można powtarzalne wzrosty poziomów w okresach chłodnych (maksimum w marcu) i spadki w okresach ciepłych (minimum w sierpniu i we wrześniu). Wykresy stanowią klasyczną sinusoidę. Wzrosty, a następnie spadki mają charakter stały. Odmiennie charakteryzował się jedynie rok 2018, gdzie najwyższe stany zanotowano w listopadzie i grudniu. Wynika to prawdopodobnie z faktu znacznych opadów atmosferycznych, które wystąpiły w okresie letnim poprzedzającym okres pomiarowy, a także w analizowanych miesiącach.



Fot. 2.19. Wegetacja na zbiorniku ZL7 na Wielkim Bagnie (Torfowisku Żarnowska)



Ryc. 2.28. Zmienność dobową wahań poziomu wody w zbiornikach poeksploatacyjnych na Wielkim Bagnie (Torfowisku Żarnowska) (u góry wahania względem krawędzi piezometru, na dole - nad poziomem morza)

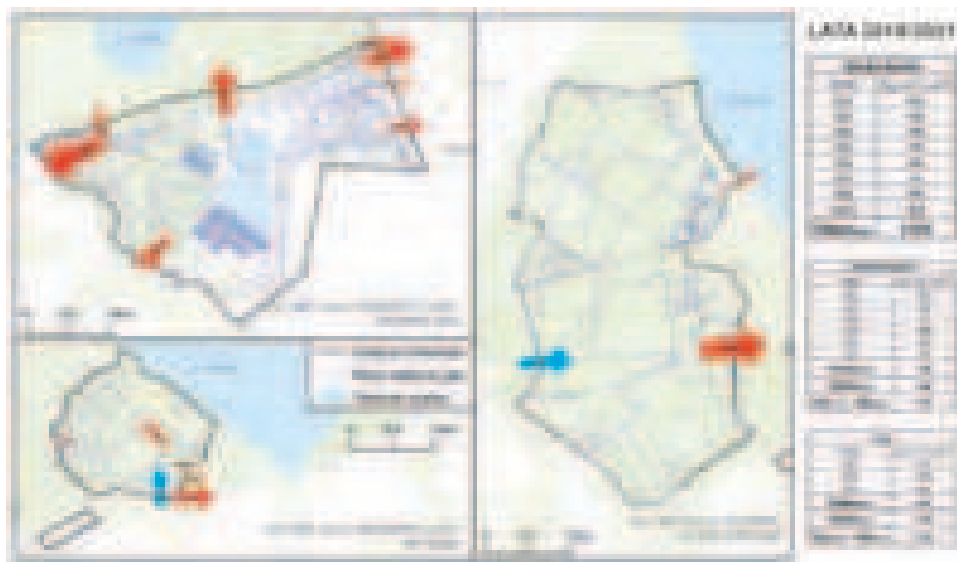
Dopływ i odpływ z torfowisk

Niezwykle istotnym problemem dla prawidłowego funkcjonowania torfowisk jest wielkość dostarczanej i odprowadzanej wody do nich poprzez horyzontalny system hydrograficzny. Szczególnie drogi ucieczki wody z torfowisk mają duże znaczenie, gdyż w sytuacjach znacznych strat wody tą drogą, możliwe jest przesuszenie torfowisk, a w konsekwencji nieprawidłowe działanie określonych siedlisk. W przypadku torfowisk wysokich, które w przeszłości zostały w większym lub mniejszym stopniu zdegradowane, jest to duży problem. Odpływ wody z badanych torfowisk warunkowany jest przede wszystkim wielkością zasilania atmosferycznego. Dodatkowo wielkość odpływu wzrasta wraz ze zwiększeniem retencji w okresie jesiennym i zimowym. Dla całego okresu pomiarowego w przypadku torfowiska Ciemińskie Błota odnotowano sumaryczny roczny dopływ na poziomie 348 000 m³, zaś odpływ na poziomie 820 000 m³. W efekcie poprzez wymianę horyzontalną torfowisko utraciło w skali całego okresu badawczego 472 000 m³ wody. Woda odpływa z torfowiska w pięciu miejscach, a dopływa tylko w jednym (punkt CQ4). Wielkości dla poszczególnych odpływów są zróżnicowane i wahają się od 87 000 m³ (punkt CQ3) do 350 000 m³ (punkt CQ1). Z kolei Torfowisko Kluki miało w okresie pomiarowym dopływ wielkości 5 137 000 m³, a odpływ był na poziomie 7 539 000 m³, co daje różnicę rzędu 2 401 000 m³ na korzyść odpływu. Dopływ odbywa się w jednym miejscu (punkt KQ1), a odpływ w dwóch miejscach (punkt

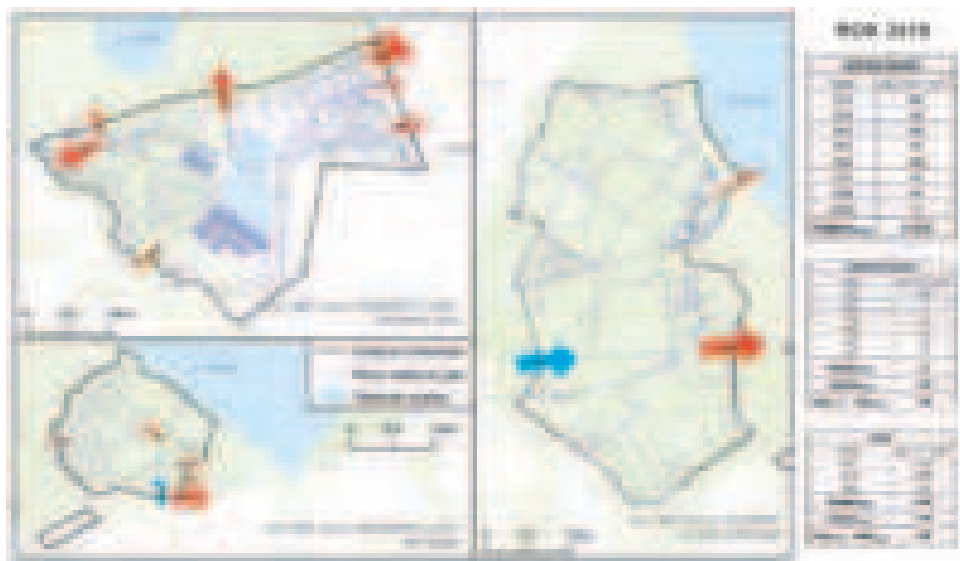
KQ2 i KQ3). W przypadku ostatniego z badanych torfowisk – Wielkiego Bagna (Torfowiska Żarnowska) odnotowano tylko odpływ rzędu 2 919 000 m³ wody dla całego okresu pomiarowego tj. lat 2018-2021. Odbyswał się on w 8 miejscach, po północnej, wschodniej i zachodniej stronie torfowiska. Zróznicowanie odpływu dla poszczególnych punktów było znaczne i wahało się od 63 000 m³ (punkt ZQ7) do 801 000 m³ (punkt ZQ1) (Ryc. 2.29). Co istotne rozpatrując uzyskane wyniki pod względem tylko wielkości, to największe dopływy i odpływy obserwuje się na Torfowisku Kluki, zaś najmniejsze na torfowisku Ciemińskie Błota.

Analizując poszczególne lata zauważyć można zróznicowanie w uzyskanych wynikach, choć dla wszystkich torfowisk zawsze notowano większy odpływ horyzontalny niż dopływ (w przypadku Wielkiego Bagna odpływ).

W roku 2018 dla Ciemińskich Błot odnotowano dopływ rzędu 61 000 m³, a odpływ był na poziomie 320 000 m³ (różnica wyniosła 259 000 m³). Dla Torfowiska Kluki wartości te wyniosły odpowiednio 2 528 000 m³ (dopływ) i 2 792 000 m³. Różnica wyniosła zatem 263 000 m³ (Ryc. 2.30). Z kolei dla Wielkiego Bagna odnotowano odpływ rzędu 1 312 000 m³.



Ryc. 2.29. Sumaryczna wielkość dopływu i odpływu wody na badanych torfowiskach w latach 2018-2021



Ryc. 2.30. Wielkość dopływu i odpływu wody na badanych torfowiskach w roku 2018

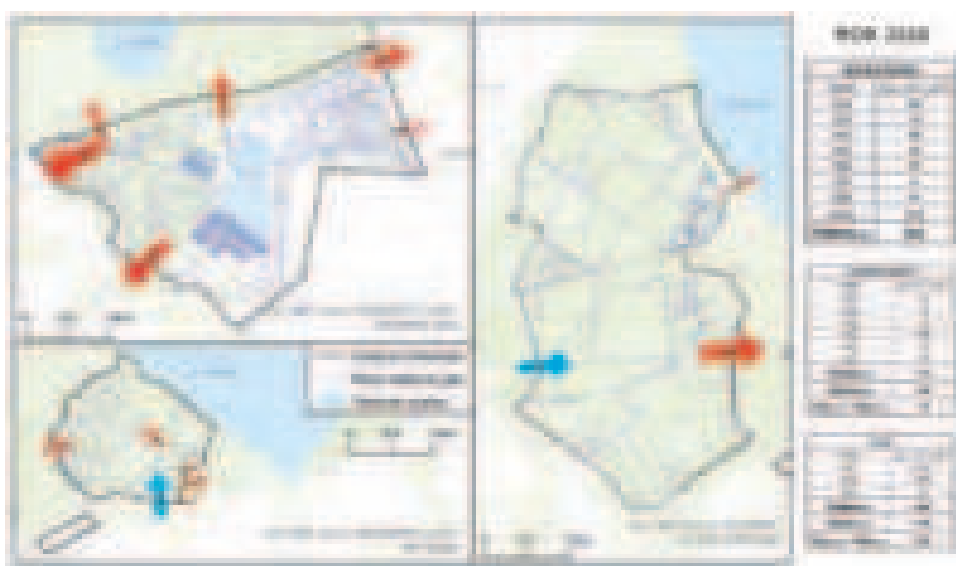
W roku 2019 w przypadku Ciemińskich Błot różnica między dopływem i odpływem była zdecydowanie mniejsza w stosunku do roku poprzedniego. Wyniosła ona bowiem zaledwie 37 000 m³. Odwrotna sytuacja wystąpiła dla Torfowiska Kluki, gdzie była ona zdecydowanie większa - 957 000 m³ (dopływ równy 1 507 000 m³, a odpływ 2 463 000 m³). W ostatnim z analizowanych torfowisk – Żarnowskim tradycyjnie notowano tylko odpływ na poziomie 702 000 m³ wody (Ryc. 2.31).

W roku 2020 odnotowano podobną sytuację do roku 2019. Na torfowisku Ciemińskie Błota różnica między dopływem (142 000 m³) a odpływem (219 000 m³) wyniosła zaledwie 76 000 m³ wody. Z kolei różnica na Torfowisku Kluki wyniosła 650 000 m³ wody, przy dopływie rzędu 2 045 000 m³ i odpływie rzędu 2 695 000 m³ wody. Ostatnie torfowisko – Wielkie Bagno – osiągnęło odpływ na poziomie 611 000 m³ wody (Ryc. 2.32).

Ostatni badany rok (2021) charakteryzował się tym samym trendem wielkości dopływu i odpływu horyzontalnego co rok poprzedni. Wielkość dopływu na torfowisku Ciemińskie Błota oraz Kluki wyniosła odpowiednio 95 000 m³ i 1 585 000 m³ wody. Z kolei wielkość odpływu dla tych torfowisk to 174 000 m³ i 2 033 000 m³ wody. W konsekwencji różnica wyniosła dla Ciemińskich Błot 79 000 m³ wody i 448 000 m³ wody dla Torfowiska Kluki. Dla Wielkiego Bagna odnotowano tylko odpływ na poziomie 295 000 m³ (Ryc. 2.33).



Ryc. 2.31. Wielkość dopływu i odpływu wody na badanych torfowiskach w roku 2019



Ryc. 2.32. Wielkość dopływu i odpływu wody na badanych torfowiskach w roku 2020



Ryc. 2.33. Wielkość dopływu i odpływu wody na badanych torfowiskach w roku 2021

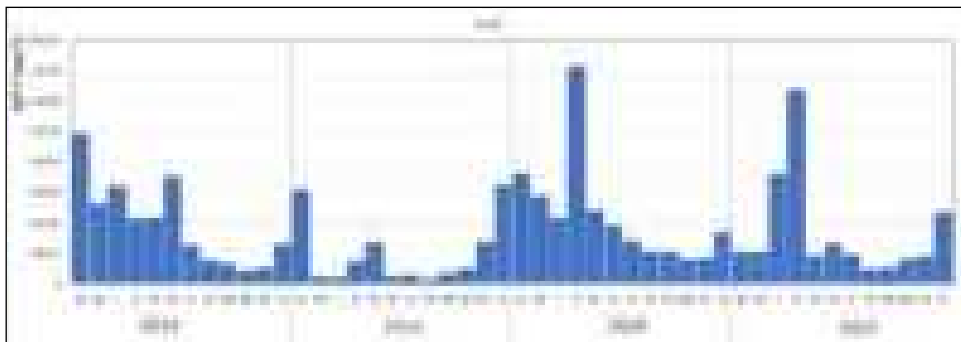
Rozpatrując zróżnicowanie miesięczne dla wszystkich badanych lat należy stwierdzić, że w przypadku torfowiska Ciemińskie Błota w żadnym z punktów nie odnotowano stałego napływu i odpływu. Zdarzały się miesiące, kiedy woda w ogóle nie płynęła (wyschnięty lub zarośnięty kanał). W roku hydrologicznym 2018 woda płynęła jedynie w listopadzie i grudniu oraz w marcu i kwietniu. Z kolei w roku 2019 dotyczyło to okresu od grudnia do kwietnia. W roku 2020 istniały najlepsze warunki wodne, gdyż na większości punktów woda płynęła od listopada do maja. Natomiast w roku 2021 odnotowano najgorsze warunki wodne, gdyż woda płynęła jedynie od stycznia do marca. Zróżnicowanie uzyskanych wyników miesięcznych jest znaczne. Dotyczy nie tylko okresu pomiarowego, ale także poszczególnych punktów.

Zdecydowanie lepsze charakterystyki hydrologiczne odnotować należy na Torfowisku Kluki. W przypadku punktów KQ1 (dopływ) i KQ2 przez cały okres pomiarowy (poza majem 2019 roku dla punktu KQ1) woda płynęła i była mierzalna. Z kolei w przypadku punktu KQ3 przepływ był niejednorodny. W roku 2018 pomiary możliwe były do wykonania w okresie od listopada do stycznia i od marca do maja. W pozostałym okresie brak było wody. Wskazuje to, podobnie jak dla Ciemińskich Błot, że odpływ pojawia się jedynie po intensywnych opadach deszczu (okres jesienny) lub w czasie wysokiego stanu retencji (roztopy wiosenne). W przypadku letnich deszczy nawalnych nie są one w stanie uruchomić odpływu powierzchniowego ze względu na duże niedobory wody na samym torfowisku. Z kolei w roku 2019 pomiary dopływu i odpływu możliwe były do wykonania w okresie od listopada do maja, zaś w roku 2020 jedynie od lutego do kwietnia. W ostatnim z analizowanych lat tj. roku 2021 pomiary możliwe były do wykonania w listopadzie, styczniu oraz od marca do maja. Tu również, jak dla Ciemińskich

Błot, odnotowano duże zróżnicowanie w uzyskanych wynikach dla poszczególnych punktów pomiarowych.

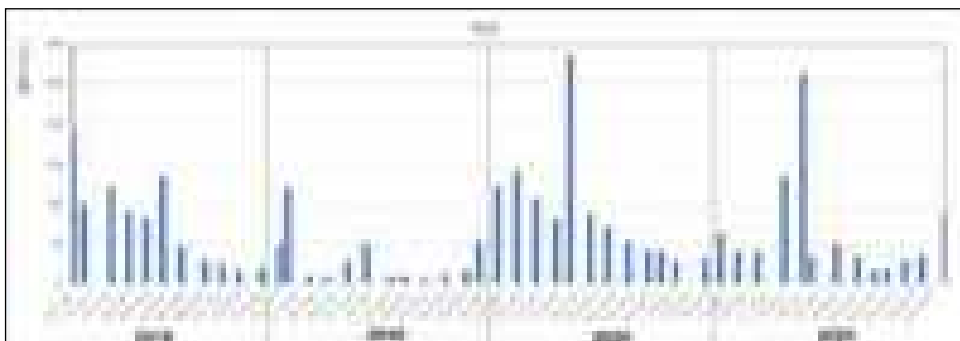
Na ostatnim z Torfowisk – Żarnowskim odnotowano najlepsze warunki wodne. Pomiary przepływu możliwe były do wykonania w roku 2018 w miesiącach od listopada do kwietnia, a dla niektórych punktów nawet do maja – czerwca. Podobna sytuacja wystąpiła w roku 2019, gdzie odpływ był możliwy do zaobserwowania w zasadzie przez cały rok (np. punkt ZQ4 poza miesiącem sierpniem). Oczywiście były też takie punkty na których pomiar dokonywany był jedynie w okresie od grudnia do marca – punkt ZQ2, ZQ5, ZQ8). Najgorsza sytuacja związana była z punktem ZQ7, gdzie przez cały rok nie wystąpiła woda. Rok 2020 był z kolei podobny do roku 2019. Woda obserwowana była na większości punktów pomiarowych w miesiącach od listopada do maja, a w przypadku punktu ZQ3 przez cały rok, poza sierpniem i wrześniem. Również w punkcie ZQ7 nie notowano wody przez cały okres pomiarowy, jak to miało miejsce w roku 2019. Rok 2021 z kolei charakteryzował się zdecydowanie gorszymi warunkami wodnymi. Woda notowana była od listopada do maja, choć dla poszczególnych punktów zdarzały się przerwy w przepływie (brak wody). Także jak dla dwóch poprzednich lat punkt ZQ7 nie notował wody przez cały okres. Uzyskane wartości miesięczne były zróżnicowane dla poszczególnych punktów pomiarowych, jak i zależne od sezonu.

Dla lepszego zobrazowania zmienności miesięcznej na Ryc. 2.34 przedstawiono ją dla Kanału C9, który położony jest na Torfowisku Kluki. Na Ryc widać zdecydowanie większe wartości odpływu w okresie chłodnym (od listopada do marca) i ich spadek w okresie ciepłym (od maja do października). Zupełnie inaczej przedstawia się rok 2019, gdzie największy odpływ miesięczny zaobserwowano w listopadzie i październiku, a następnie w marcu i we wrześniu. Ciekawie przedstawia się także rok 2020, gdzie maksimum odnotowano w lutym i styczniu, a następnie w październiku. Dla pozostałych miesięcy widać niewielkie zróżnicowanie. Absolutne maksimum dla całego okresu pomiarowego odnotowano w lutym 2020 roku, zaś absolutne minimum w czerwcu 2019 roku.



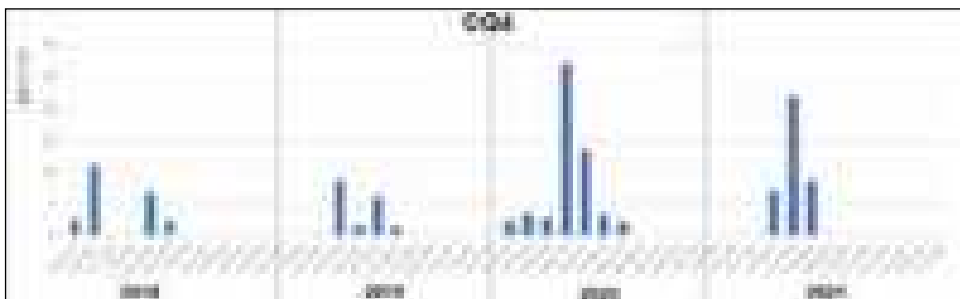
Ryc. 2.34. Wielkość odpływu miesięcznego dla Kanału C9 w punkcie pomiarowym KQ2

W związku z tym, że większość kanałów i rowów odwodnieniowych miała nie-regularnie mierzalny przepływ, zdecydowano się na analizę tylko najważniejszych z nich, gdzie przez cały lub większą część okresu badawczego wykonywano pomiary. Do tego celu wybrano po jednym głównym obiekcie dla każdego torfowiska. Dla Torfowiska Kluki był to Kanał C9 (Ryc. 2.35). Jedynie w sierpniu 2020 roku nie zanotowano jakiegokolwiek odpływu. W pozostałym okresie odpływ wahał się od kilku tysięcy m³ do blisko 300 000 m³ (luty 2020 roku – absolutne maksimum). Bardzo wysoką wartość odnotowano także w lutym 2021 roku – około 260 000 m³. Największe odpływy w skali lat odnotowano w roku 2020 i 2021, a także w pierwszej połowie 2018 roku. Zdecydowanie odbiegające od nich wyniki zanotowano w roku 2019 oraz w drugiej połowie 2018 roku.



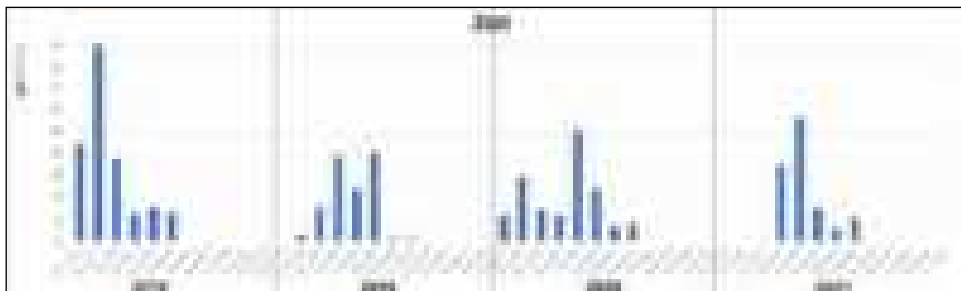
Ryc. 2.35. Wielkość odpływu wody z Kanału C9 w punkcie KQ2 w latach 2018-2021

W przypadku Ciemińskich Błot analizie poddano Kanał Tranzytowy (punkt CQ4). Na 48 możliwych terminów pomiarów tylko w 19 przypadkach była możliwość pomiaru odpływu (Ryc. 2.36). Zakres zmienności uzyskanych wyników wahał się od 500 m³ (grudzień 2018 roku) do 27 500 m³ (luty 2020 roku). Przy tak niewielkiej ilości pomiarów trudno znaleźć związki przyczynowo – skutkowe, choćby ze zmiennością sezonową. Jedynie co można powiedzieć, to widoczne pogorszenie się warunków wodnych w tym punkcie, wynikające z warunków meteorologicznych (spadek ilości opadów atmosferycznych). Wśród badanych lat najlepsze warunki zanotowano w roku 2020 (choć tylko w pierwszej jej części).



Ryc. 2.36. Wielkość odpływu wody z Kanału Tranzytowego w punkcie CQ4 w latach 2018-2021

Ostatni z obiektów poddany analizie dotyczy kanału zlokalizowanego na Wielkim Bagnie (Żarnowska; punkt ZQ1) (Ryc. 2.37). Podobnie jak w przypadku Kanału Tranzytowego, także i tu nie we wszystkich terminach możliwy był pomiar odpływu. Na 48 możliwych sytuacjach wykonano jedynie 26 pomiarów. Zakres zmienności wahał się od około 1000 m³ w kwietniu i maju 2019 roku do 45 000 w grudniu 2017 roku. W pozostałych mierzalnych terminach wartości były na poziomie od około 5 000 do 20 000 m³. Dobre warunki wodne pozwalające na pomiary przepływu notowano w pierwszym półroczu roku 2018 i 2020, a także w okresie od listopada do maja 2019 roku i od stycznia do maja 2021 roku.

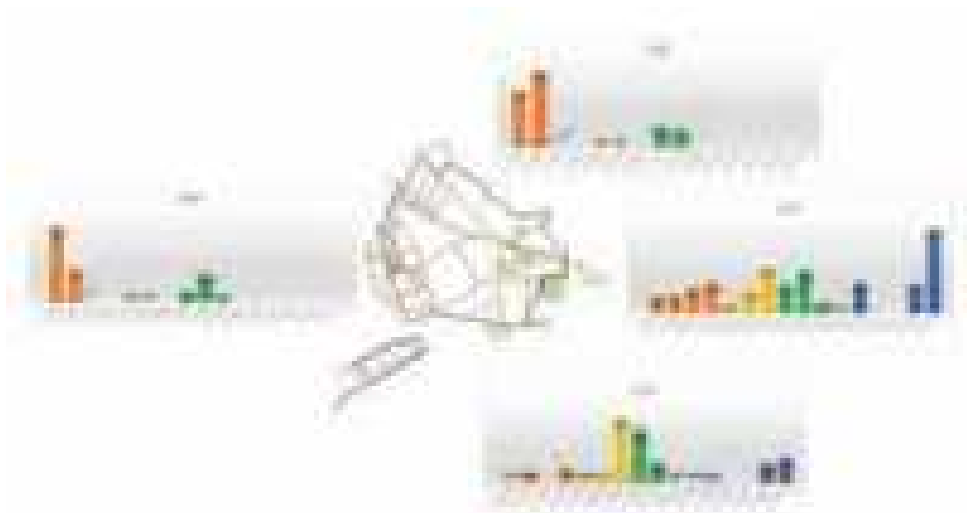


Ryc. 2.37. Wielkość odpływu wody z kanału na Wielkim Bagnie w punkcie ZQ1 w latach 2018-2021

Chemizm wód powierzchniowych

Na obszarze badań poza pomiarami ilościowymi wykonywano także badania jakościowe. Dotyczyły one przede wszystkim wód kanałów i rowów odwodnieniowych. Łącznie na trzech torfowiskach zlokalizowano 20 punktów pomiarowych, cztery na Ciemińskich Błotach, trzy na Torfowisku Kluki oraz 13 na Wielkim Bagnie. W związku z dużą ilością analizowanych wskaźników i danych, omówienie wyników chemicznych dokonano osobno dla poszczególnych torfowisk.

W przypadku **Ciemińskich Błot** analiza przebiegu średnich miesięcznych stężeń poszczególnych jonów (Ryc. 2.38) w punktach położonych na kanałach odwadniających obszar torfowiska wykazała zarówno czasową ich zmienność, jak i przestrzenne zróżnicowanie. W badanym okresie trudno mówić o sezonowości zmian stężeń któregośkolwiek jonu. Nie można również stwierdzić widocznych zmian (trendu wzrostowego lub spadku) w uzyskanych wynikach.

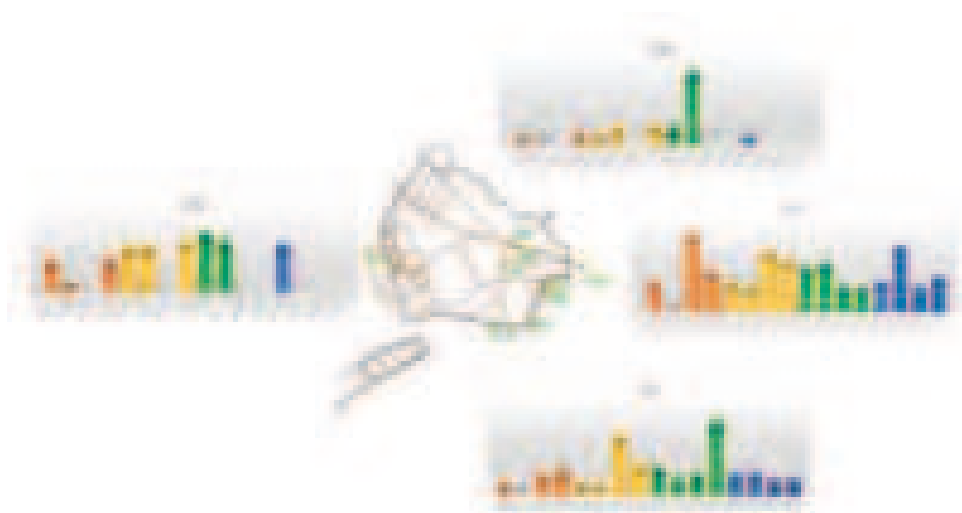


Ryc. 2.38. Przestrzenne i czasowe zróżnicowanie stężeń wskaźników chemicznych w wodach powierzchniowych na Ciemińskim Błocie w latach 2018-2021 na przykładzie azotanów ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$)

Na torfowisku jak już wcześniej wspomniano zlokalizowano cztery punkty pomiarowe, jednakże tylko na dwóch z nich (punkt CL2 i CL3) zanotowano ciągłość wyników, na dwóch pozostałych punktach często nie notowano wody w okresach badawczych.

Najwyższe stężenia azotu ogólnego zanotowano w maju 2020 roku w punkcie CQ5 ($11,34 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$), oddalonym od jeziora Łebsko, ale leżącym w sąsiedztwie kopuły torfowiska. Wysokie stężenia zanotowano także w czerwcu 2018 roku w punkcie CL2 ($6,25 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$), a także w sierpniu 2019 roku i listopadzie 2020 roku w punkcie CL3 ($7,15$ i $8,79 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) (Ryc. 2.39). Wysokim stężeniom azotu towarzyszyło również wysokie stężenie amoniaku. Przykładowo w czerwcu 2018 roku w punkcie CL2 jego stężenie wyniosło $7,45 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$, a w sierpniu 2019 roku i listopadzie 2020 roku w punkcie CL3 odpowiednio $8,37$ i $12,36 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (Ryc. 2.40). Związki fosforu ogólnego oraz fosforany również osiągnęły najwyższe wartości stężeń w punkcie CQ5, jednakże w miesiącach chłodnych (Ryc. 2.41, 2.42). Absolutne maksimum stężenia fosforu ogólnego w punkcie CQ5 uzyskano w lutym 2019 roku ($2,94 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$). Także najwyższe stężenia fosforu ogólnego uzyskano w porze chłodnej dla punktów CQ7 (luty 2019 roku – $1,19 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) i CL2 (luty 2020 roku – $1,49 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$). Jedyne odstępstwo zanotowano dla punktu CL3, gdzie najwyższą wartość fosforu ogólnego odnotowano w maju 2019 roku ($2,19 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) (Ryc. 2.41). Także w przypadku fosforanów najwyższe wartości osiągnęto w porze chłodnej, przykładem czego mogą być punkty CQ5 i CL2. W pierwszym przypadku najwyższą wartość odnotowano w lutym 2019 roku na poziomie $23,46 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (najwyższa wartość wśród obiektów powierzchniowych Ciemińskich

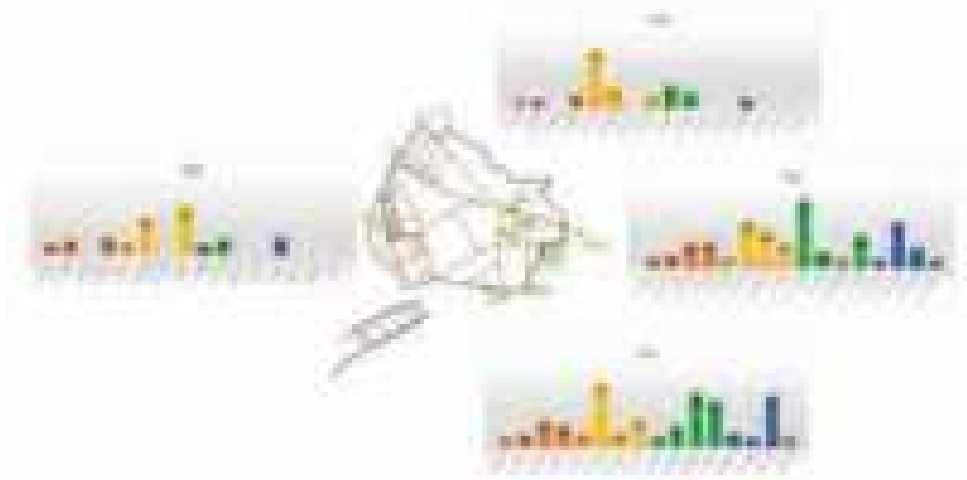
Błot). Z kolei w drugim przypadku najwyższą wartość odnotowano w listopadzie 2019 roku ($2,18 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$). Odstępstwo, podobnie jak dla fosforu ogólnego wystąpiło dla punktu CL3, gdzie najwyższe stężenie zmierzono w sierpniu 2020 roku ($5,44 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) (Ryc. 2.42).



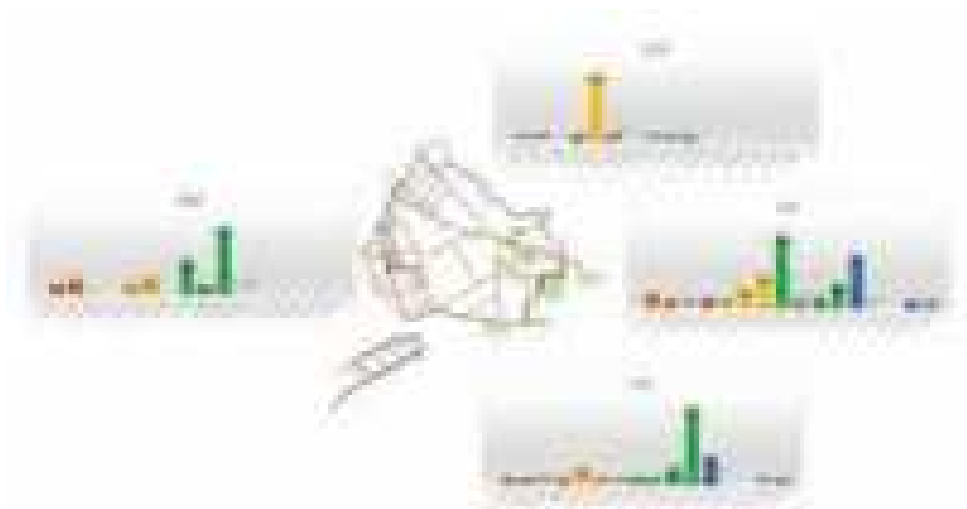
Ryc. 2.39. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń azotu ogólnego ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) w wodach powierzchniowych torfowiska Ciemińskie Błota w latach 2018-2021



Ryc. 2.40. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń amoniaku ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) w wodach powierzchniowych torfowiska Ciemińskie Błota w latach 2018-2021



Ryc. 2.41. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń fosforu ogólnego ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach powierzchniowych torfowiska Ciemińskie Błota w latach 2018-2021



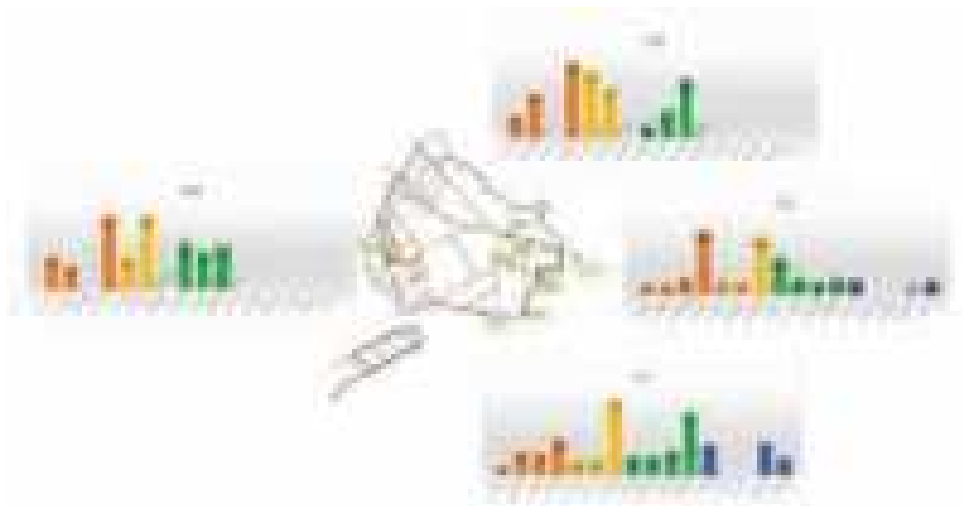
Ryc. 2.42. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń fosforanów ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach powierzchniowych torfowiska Ciemińskie Błota w latach 2018-2021

Najwyższe stężenia chlorków zanotowano w punkcie CL2, który jest położony najbliżej jeziora Łebsko. Absolutne maksima mieściły się w zakresie od $219 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (listopad 2019 roku) do $521 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (październik 2018 roku). Tak duże stężenia tego jonu mogą świadczyć o dopływie wód morskich – albo poprzez jezioro albo poprzez atmosferę. Jest to tym bardziej zasadne, że pojawiły się w okresie wzmożonego zjawiska sztormu na Morzu Bałtyckim. W pozostałym okresie wartości chlor-

ków w tym punkcie mieściły się w zakresie od 6 do 91 mg·dm⁻³. W pozostałych punktach nie odnotowywano tak wysokich stężeń. Najczęściej przyjmowały one wartości w zakresie od kilku miligramów do 30 mg·dm⁻³ (Ryc. 2.43). W punkcie CL2 zanotowano również najwyższe stężenia jonów magnezu (Ryc. 2.44), sodu, potasu i siarczanów. Charakterystyka wahań tych jonów w punkcie CL3 jest podobna do tych notowanych w punkcie CL2, zanotować można jedynie różnice w wielkości stężeń – w punkcie CL3 są one niższe od tych notowanych w punkcie CL2. Szczególnie dotyczy to października 2018 roku oraz sierpnia i listopada 2019 roku, kiedy stężenia wszystkich tych parametrów w punkcie CL2 były kilkudziesięciokrotnie wyższe niż w pozostałych punktach „przepływowych” w tym samym czasie, a także w stosunku do innych okresów pomiarowych. Odwrotnie jest w przypadku jonu wapnia, który charakteryzuje się zdecydowanie wyższymi stężeniami w punkcie CL3 niż w punkcie CL2 (Ryc. 2.45).



Ryc. 2.43. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń chlorków (mg·dm⁻³) w wodach powierzchniowych torfowiska Ciemińskie Błota w latach 2018-2021



Ryc. 2.44. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń magnezu ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach powierzchniowych torfowiska Ciemińskie Błota w latach 2018-2021



Ryc. 2.45. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń wapnia ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach powierzchniowych torfowiska Ciemińskie Błota w latach 2018-2021

W ramach uzupełnienia informacji o uzyskanych wynikach dotyczących jakości wód powierzchniowych na Ciemińskich Błotach w zbiorczej tabeli zestawiono wyniki dotyczące wartości średniej, minimalnej, maksymalnej oraz obliczone odchylenie standardowe dla wszystkich analizowanych wskaźników (Tab. 2.6).

Tabela 2.6. Zestawienie standardowego uzyskanych w latach 2018-2021 dla punktów pomiarowych wód powierzchniowych zlokalizowanych na torfowisku Ciemińskie Błota

punkt pomiarowy	azot				azotany				amoniak				twardość			
	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS
CL2	0,14	6,25	3,16	1,50	0,05	1,65	0,56	0,40	0,07	7,45	1,85	2,04	0,40	5,00	2,26	1,66
CL3	0,12	8,79	3,07	2,14	0,08	6,18	1,67	1,91	0,14	12,36	2,75	3,46	0,30	9,50	2,88	3,38
CQ5	-	11,34	2,74	3,23	0,03	0,83	0,33	0,32	0,16	3,30	1,13	1,05	0,15	0,90	0,49	0,28
CQ7	-	3,12	2,00	1,04	0,03	5,08	1,58	1,76	0,22	0,68	0,49	0,16	0,20	3,00	1,29	0,98

punkt pomiarowy	wapń				magnez				fosfor				fosforany			
	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS
CL2	6,80	95,08	44,37	27,27	0,77	18,07	6,05	5,22	0,12	1,49	0,56	0,40	0,02	2,18	0,60	0,62
CL3	9,16	186,06	69,17	63,33	0,83	9,33	3,58	2,33	0,11	2,19	0,87	0,64	0,02	5,44	0,91	1,44
CQ5	5,75	29,70	20,23	9,41	0,53	2,82	1,70	0,82	0,10	2,94	0,93	0,83	0,14	23,46	3,65	8,04
CQ7	21,25	60,53	36,59	14,51	1,79	5,56	3,42	1,38	0,14	1,19	0,49	0,35	0,31	2,67	0,95	0,85

punkt pomiarowy	chlorki				sód				potas				siarczany			
	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS
CL2	6,40	521,57	102,41	145,55	2,34	166,90	51,69	53,35	0,31	8,13	2,44	2,52	0,97	48,50	10,56	13,00
CL3	3,20	21,37	9,81	5,20	2,93	11,73	5,64	2,12	0,11	2,74	0,75	0,67	0,13	14,19	2,55	3,69
CQ5	6,21	20,44	11,21	5,25	1,23	6,76	4,86	1,78	0,14	3,37	0,95	1,07	0,40	5,98	2,03	2,05
CQ7	8,50	32,48	18,83	8,80	7,13	24,82	14,51	7,16	0,50	3,48	1,44	1,02	1,57	18,75	7,65	5,58

Z kolei w przypadku **Torfowiska Kluki** analiza przebiegu średnich miesięcznych stężeń poszczególnych jonów (Ryc. 2.46), w punktach położonych na kanałach odwadniających obszar torfowiska, wykazała podobieństwo uzyskanych wyników dla punktów zlokalizowanych wartości minimalnych, średnich, maksymalnych oraz odchylenia na tym samym kanale KL1 i KL2. Dodatkowo wykazała również czasową zmienność i przestrzenne zróżnicowanie jonów. W badanym okresie trudno mówić o sezonowości zmian stężeń któregoś jonu.



Ryc. 2.46. Przestrzenne i czasowe zróżnicowanie stężeń wskaźników chemicznych w wodach powierzchniowych na Torfowisku Kluki w latach 2018-2021 na przykładzie azotanów ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$)

Stężenia azotu ogólnego, amoniaku, fosforu ogólnego i fosforanów są porównywalne na wszystkich punktach, z maksimum notowanym w roku 2020 w punktach KL1 i KL2 (Ryc. 2.47). Jedynie w przypadku fosforanów maksimum zanotowane zostało w punkcie KL3 w listopadzie 2019 ($3,3 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$), jednakże był to incydentalny przypadek (Ryc. 2.48).



Ryc. 2.47. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń azotu ogólnego ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach powierzchniowych Torfowiska Kluki w latach 2018-2021



Ryc. 2.48. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń fosforanów ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach powierzchniowych Torfowiska Kluki w latach 2018-2021

Stężenia chlorków wykazały natomiast małą zmienność czasową w punktach pomiarowych KL1 i KL2. Z kolei w punkcie KL3 mimo, że przez większość czasu notowano niższe stężenia niż na pozostałych punktach pomiarowych, zanotowano maksima stężeń, które były wynikiem sytuacji nagłych (ekstremalnych) - listopad 2019 roku ($181 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$), oraz od sierpnia 2020 do marca 2021 roku (od 247 do $609 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) (Ryc. 2.49).



Ryc. 2.49. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń chlorków ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach powierzchniowych Torfowiska Kluki w latach 2018-2021

W punktach KL1 i KL2 zanotowano również wyższe stężenia jonów magnezu, sodu, siarczanów i wapnia niż w punkcie KL3 (Ryc. 2.50). Charakterystyczna jest sytuacja wzrostu stężeń wszystkich wymienionych powyżej jonów w tym punkcie od sierpnia 2020 roku (w pozostałych punktach przez cały okres badawczy war-

tości tych jonów podlegają fluktuacjom bez wyraźnych gwałtownych zmian, bez widocznej sezonowości).



Ryc. 2.50. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń siarczanów ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach powierzchniowych Torfowiska Kluki w latach 2018-2021

Podobnie jak w przypadku Ciemińskich Błot w ramach uzupełnienia informacji o uzyskanych wynikach dotyczących jakości wód powierzchniowych w zbiorczej tabeli zestawiono wyniki dotyczące wartości średniej, minimalnej, maksymalnej oraz obliczone odchylenie standardowe dla wszystkich analizowanych wskaźników (Tabela 2.7).

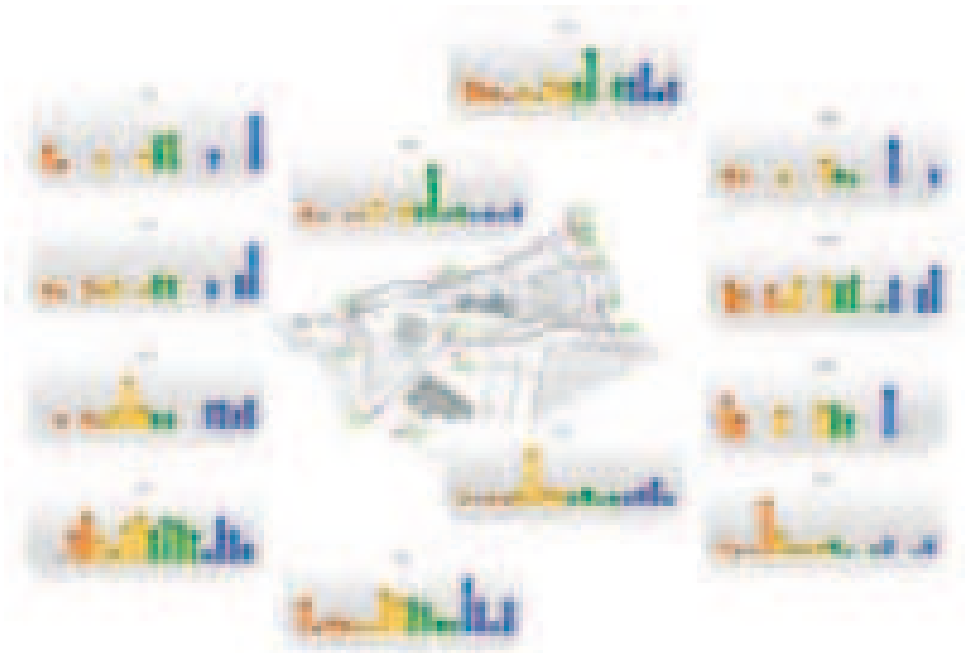
Tabela 2.7. Zestawienie wartości minimalnych, średnich, maksymalnych oraz odchylenia standardowego uzyskanych w latach 2018-2021 dla punktów pomiarowych wód powierzchniowych zlokalizowanych na Torfowisku Kluki

punkt pomiarowy	azot				azotany				amoniak				twardość			
	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS
KL1	0,89	11,36	3,26	2,38	0,28	12,18	3,78	3,67	0,06	1,86	0,76	0,60	1,85	4,85	3,42	0,70
KL2	1,50	5,27	3,08	1,05	0,41	12,94	4,65	3,94	0,02	2,61	0,90	0,81	0,20	4,75	3,26	1,17
KL3	2,28	9,54	3,67	1,87	0,04	3,52	0,67	0,95	0,09	6,60	1,12	1,82	0,10	3,00	0,55	0,79

punkt pomiarowy	wapń				magnez				fosfor				fosforany			
	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS
KL1	51,03	129,51	91,62	22,22	3,52	8,83	6,23	1,73	0,06	1,21	0,48	0,38	0,02	2,53	0,92	0,88
KL2	47,31	138,13	90,47	25,46	3,00	8,27	5,79	1,56	0,08	1,75	0,52	0,41	0,02	2,40	1,23	0,84
KL3	4,10	41,60	21,20	11,24	1,12	20,80	5,15	5,57	0,17	1,47	0,65	0,44	0,15	3,30	0,93	0,97

punkt pomiarowy	chlorki				sód				potas				siarczany			
	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS
KL1	11,45	46,69	29,71	12,33	6,99	23,31	16,22	5,13	1,42	5,46	2,49	1,04	31,90	123,65	78,93	27,67
KL2	12,54	44,03	26,55	9,68	7,17	20,87	14,04	4,79	0,67	4,86	1,89	1,00	31,67	105,64	70,70	27,36
KL3	4,40	608,58	113,76	187,68	3,34	190,92	33,22	55,63	0,10	13,52	4,02	4,34	1,38	53,60	22,80	20,09

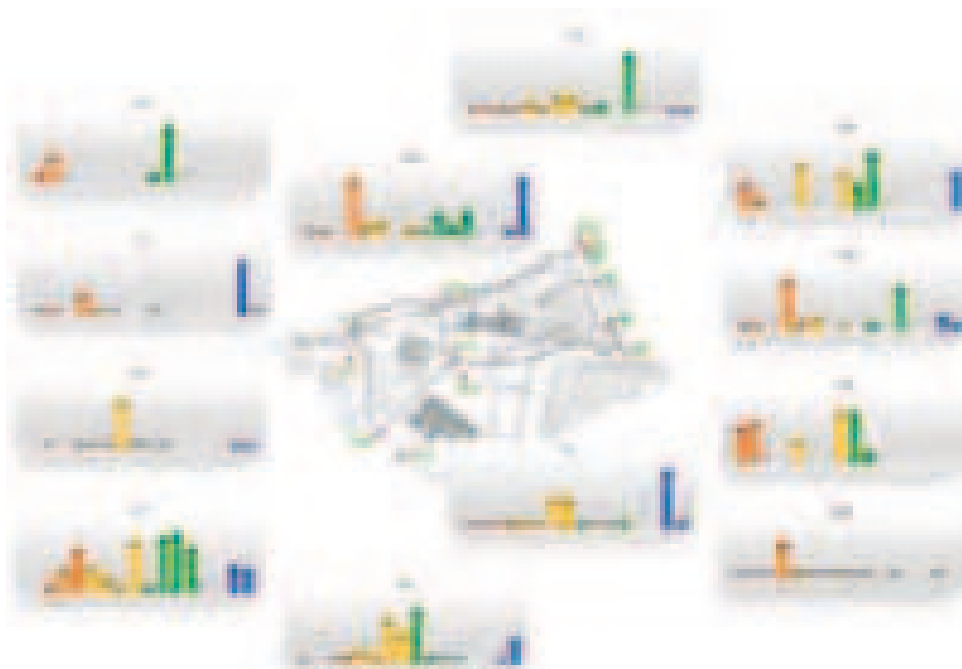
Ostatnie z analizowanych torfowisk – Wielkie Bagno (Żarnowska) również charakteryzowało się zbliżonymi wynikami do dwóch poprzednich torfowisk. Analiza przebiegu średnich miesięcznych stężeń poszczególnych jonów (Ryc. 2.51) w punktach położonych na kanałach odwadniających obszar torfowiska wykazała podobieństwo punktów zlokalizowanych na tym samym kanale (punkty ZQ9 i ZL4).



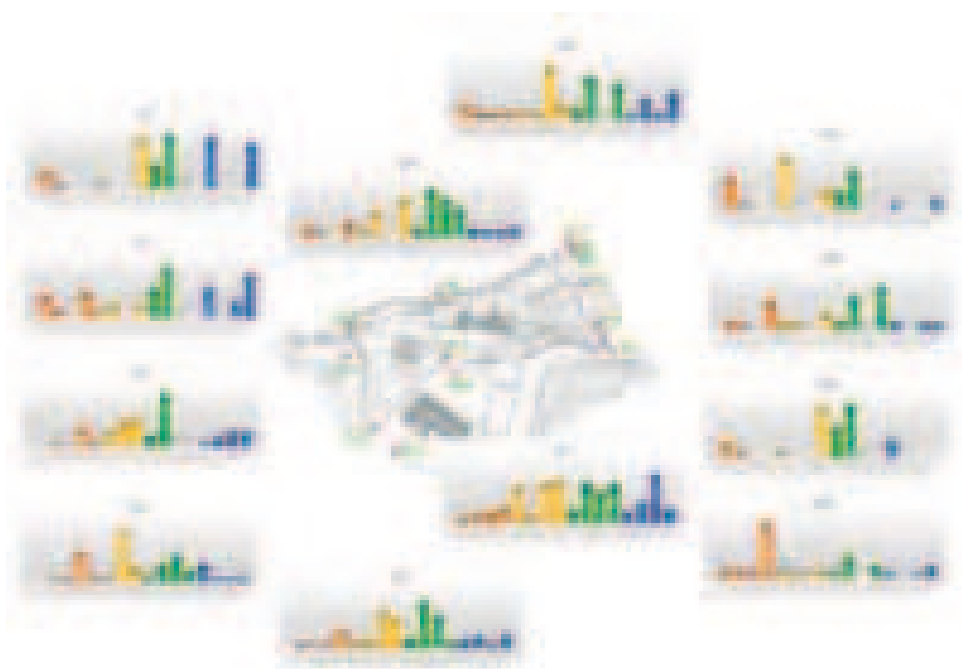
Ryc. 2.51. Przestrzenne i czasowe zróżnicowanie stężeń wskaźników chemicznych w wodach powierzchniowych na Wielkim Bagnie (Żarnowska) w latach 2018-2021 na przykładzie azotu ogólnego ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$)

Stężenia azotu ogólnego, amoniaku i azotanów były porównywalne we wszystkich punktach pomiarowych z wyjątkiem punktu ZL5 dla amoniaku, gdzie wartości stężeń były kilkakrotnie wyższe w porównaniu do innych punktów (Ryc. 2.52). W każdym punkcie pomiarowym notowane były gwałtowne wzrosty wartości stężeń, jednakże zmiany te następowały w różnych okresach badawczych.

W przypadku fosforu ogólnego i fosforanów zanotowano porównywalne wartości stężeń na wszystkich punktach pomiarowych. Dodatkowo stwierdzono wzrost stężeń w latach 2019-2020. Wyjątkiem jest punkt ZQ9, w którym notowane wartości w całym okresie badawczym były porównywalne, poza sytuacją z października 2018 r. kiedy to zanotowano gwałtowny wzrost stężenia fosforu. Jednocześnie była to maksymalna wartość tych jonów zanotowana na torfowisku w całym okresie badawczym (Ryc. 2.53).

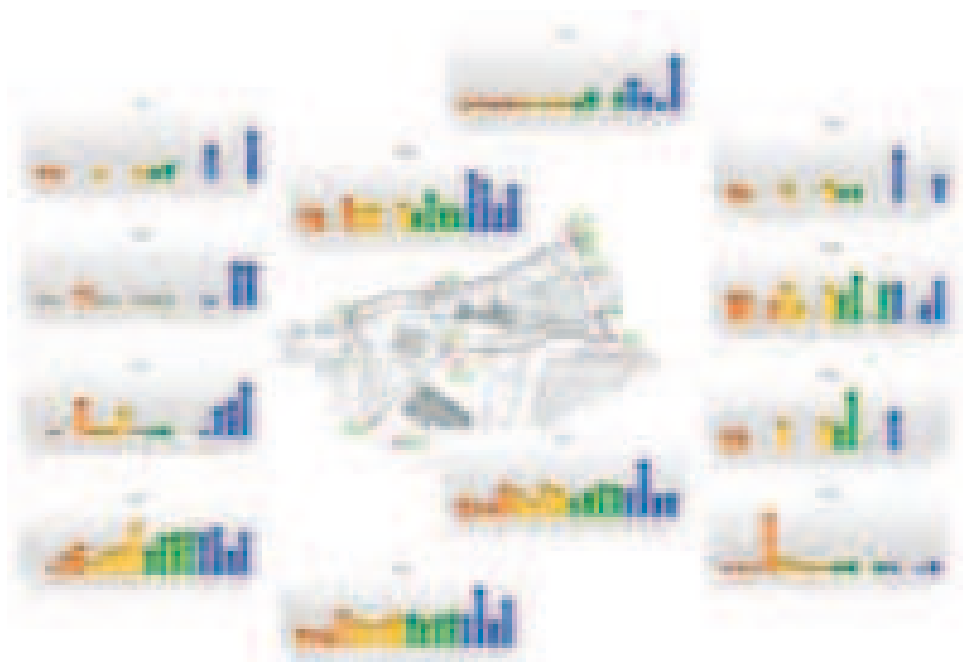


Ryc. 2.52. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń amoniaku ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach powierzchniowych Wielkiego Bagna (Żarnowska) w latach 2018-2021

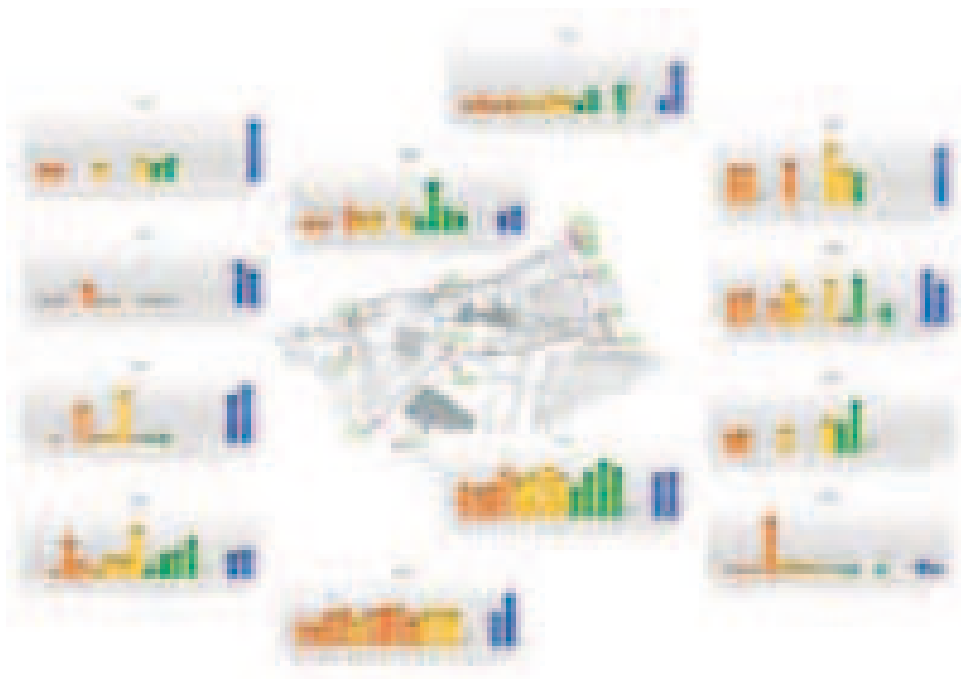


Ryc. 2.53. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń fosforu ogólnego ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach powierzchniowych Wielkiego Bagna (Żarnowska) w latach 2018-2021

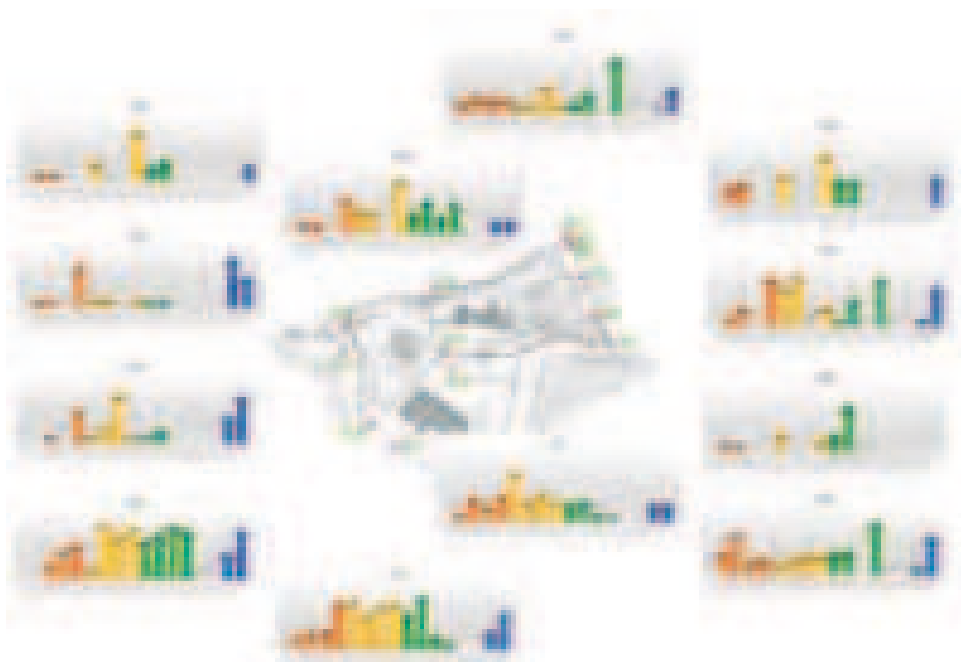
Stężenia chlorków (Ryc. 2.54) wykazywały w okresie pomiarowym małą zmienność czasową we wszystkich punktach. Jednakże w punktach ZL5 i ZL6 jego stężenia charakteryzowały się kilkukrotnie wyższymi wartościami niż w pozostałych punktach pomiarowych. Punkty te zlokalizowane są w pobliżu rzeki. Analogiczna sytuacja notowana jest w przypadku jonów sodu (Ryc. 2.55) i wapnia. W przypadku jonów wapnia także w punkcie ZQ9 notowane były stężenia o wartościach porównywalnych do tych z punktów ZL5 i ZL6 (Ryc. 2.56). Punkt ZQ9 charakteryzował się również najwyższymi, kilkukrotnie wyższymi wartościami siarczanów i potasu w stosunku do pozostałych punktów (Ryc. 2.57). Wszystkie wyróżniające się punkty zlokalizowane są w południowej części torfowiska. Punkt ZQ9 zlokalizowany jest jednocześnie przy zabudowaniach mieszkalnych.



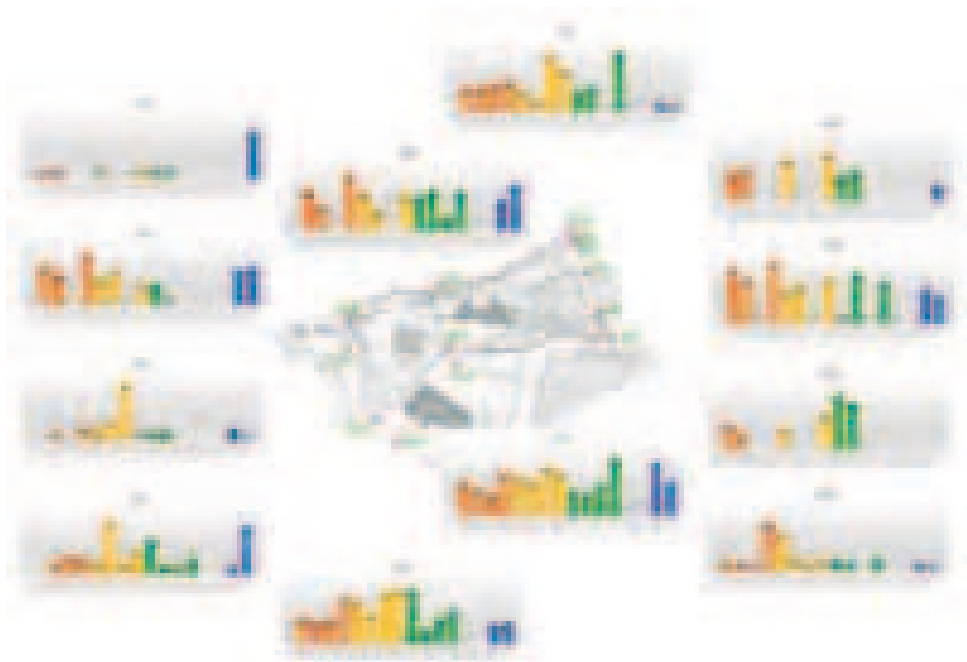
Ryc. 2.54. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń chlorków ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) w wodach powierzchniowych Wielkiego Bagna (Żarnowska) w latach 2018-2021



Ryc. Ryc. 2.55. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń sodu ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach powierzchniowych Wielkiego Bagna (Żarnowska) w latach 2018-2021



Ryc. Ryc. 2.56. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń wapnia ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach powierzchniowych Wielkiego Bagna (Żarnowska) w latach 2018-2021



Ryc. Ryc. 2.57. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń potasu ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach powierzchniowych Wielkiego Bagna (Żarnowska) w latach 2018-2021

W ramach uzupełnienia informacji o uzyskanych wynikach dotyczących jakości wód powierzchniowych na Torfowisku Żarnowska w zbiorczej tabeli zestawiono wyniki dotyczące wartości średniej, minimalnej, maksymalnej oraz obliczone odchylenie standardowe dla wszystkich analizowanych wskaźników (Tabela 2.8).

Tabela 2.8. Zestawienie wartości minimalnych, średnich, maksymalnych oraz odchylenia standardowego uzyskanych w latach 2018-2021 dla punktów pomiarowych wód powierzchniowych zlokalizowanych na Wielkim Bagnie (Żarnowska)

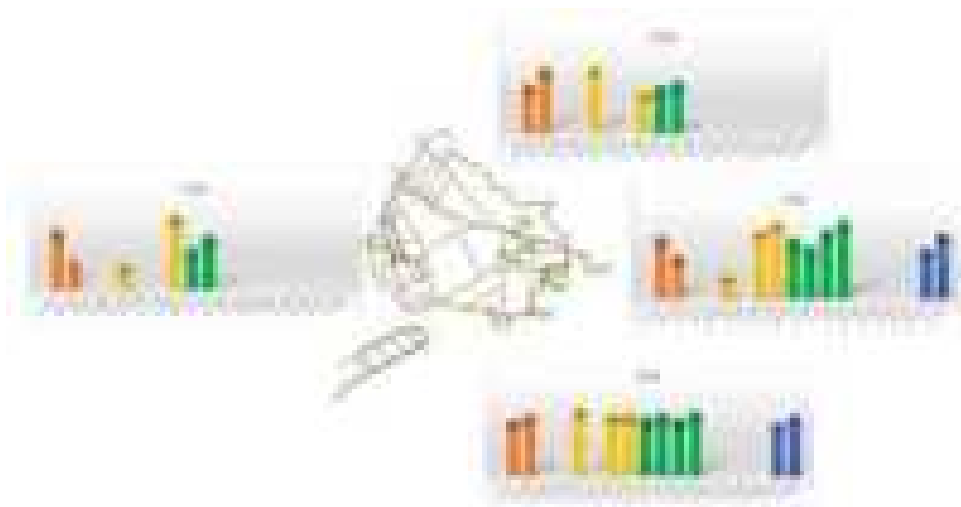
punkt pomiarowy	azot				azotany				amoniak				twardość			
	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS
ZL1	1,33	7,11	2,75	1,57	0,04	3,23	0,75	0,95	0,03	1,78	0,38	0,62	0,05	0,45	0,16	0,12
ZL2	0,86	4,55	2,30	1,17	0,04	3,24	0,64	1,18	0,06	0,31	0,15	0,12	0,05	0,20	0,11	0,05
ZQ3	0,88	11,01	2,95	2,55	0,02	0,76	0,21	0,25	0,11	2,85	0,98	0,94	0,05	0,55	0,18	0,14
ZL4	1,11	10,54	4,41	2,29	0,20	8,32	3,56	2,69	0,35	6,54	1,39	1,71	0,50	3,05	1,25	0,74
ZQ5	2,37	11,25	5,08	2,91	0,45	12,43	2,84	4,33	0,09	0,39	0,25	0,10	0,05	0,50	0,20	0,19
ZQ6	0,95	3,94	2,55	0,81	0,08	1,34	0,60	0,44	0,11	1,05	0,35	0,34	0,05	1,50	0,38	0,45
ZQ7	2,19	3,49	2,69	0,70	0,03	0,25	0,11	0,12	0,04	0,47	0,26	0,22	0,10	0,20	0,13	0,06
ZQ8	2,17	4,36	3,04	0,78	0,46	2,73	1,42	0,89	0,32	1,20	0,84	0,35	0,05	0,75	0,20	0,27
ZQ9	0,48	12,37	3,18	3,02	0,02	7,05	2,23	2,18	0,09	32,93	3,84	9,38	2,00	7,60	2,80	1,49
ZL6	2,15	8,80	3,92	1,81	0,10	1,76	0,86	0,60	0,03	24,73	3,47	7,55	0,05	6,90	2,24	2,57
ZL9	1,04	7,85	3,57	2,04	0,15	2,36	0,93	0,69	0,08	5,99	1,83	1,96	0,10	0,35	0,18	0,08
ZL7	0,20	15,20	4,15	3,33	0,15	1,40	0,59	0,42	0,04	8,33	1,69	2,41	0,10	0,55	0,17	0,12
ZL5	0,20	5,88	3,82	1,71	0,39	18,70	6,47	4,80	0,62	6,32	3,33	1,97	0,50	3,30	2,09	0,95

punkt pomiarowy	wapń				magnez				fosfor				fosforany			
	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS
ZL1	3,89	34,39	12,94	11,35	0,40	4,43	1,80	1,19	0,17	1,15	0,55	0,31	0,09	1,17	0,54	0,35
ZL2	2,41	13,79	5,69	3,84	0,63	2,25	1,35	0,61	0,11	1,26	0,75	0,49	0,11	57,40	10,36	21,04
ZQ3	2,32	10,43	4,90	2,43	0,42	2,13	1,11	0,48	0,08	1,37	0,53	0,43	0,09	2,05	0,75	0,68
ZL4	4,13	120,23	40,90	28,61	0,68	9,14	3,11	2,13	0,13	1,85	0,63	0,53	0,01	1,37	0,41	0,40
ZQ5	18,58	48,47	28,04	9,75	1,09	3,61	2,04	0,91	0,12	1,26	0,55	0,41	0,19	3,12	1,10	1,02
ZQ6	2,48	25,59	14,50	8,59	0,17	1,60	1,01	0,43	0,20	1,55	0,58	0,45	0,10	1,41	0,68	0,53
ZQ7	2,86	9,95	5,32	4,01	0,62	1,86	1,10	0,66	0,13	0,67	0,49	0,31	0,27	0,51	0,37	0,13
ZQ8	3,61	24,70	10,05	7,77	0,91	3,31	1,81	0,85	0,12	1,46	0,71	0,56	0,18	4,02	1,15	1,45
ZQ9	19,88	139,76	66,42	33,08	1,90	8,46	5,51	1,65	0,15	4,25	0,88	1,04	0,03	22,40	2,33	6,05
ZL6	6,56	96,98	41,64	33,11	0,63	5,33	2,41	1,30	0,11	1,79	0,62	0,47	0,08	1,11	0,49	0,41
ZL9	1,29	9,99	6,20	2,97	0,09	2,28	0,90	0,49	0,05	1,69	0,60	0,51	0,05	4,19	1,07	1,13
ZL7	0,51	9,57	3,92	2,15	0,11	1,30	0,85	0,34	0,14	1,03	0,53	0,31	0,03	2,79	1,14	0,82
ZL5	15,35	62,76	44,01	15,50	1,34	5,59	3,23	1,38	0,09	2,16	0,59	0,60	0,08	3,52	0,96	1,05

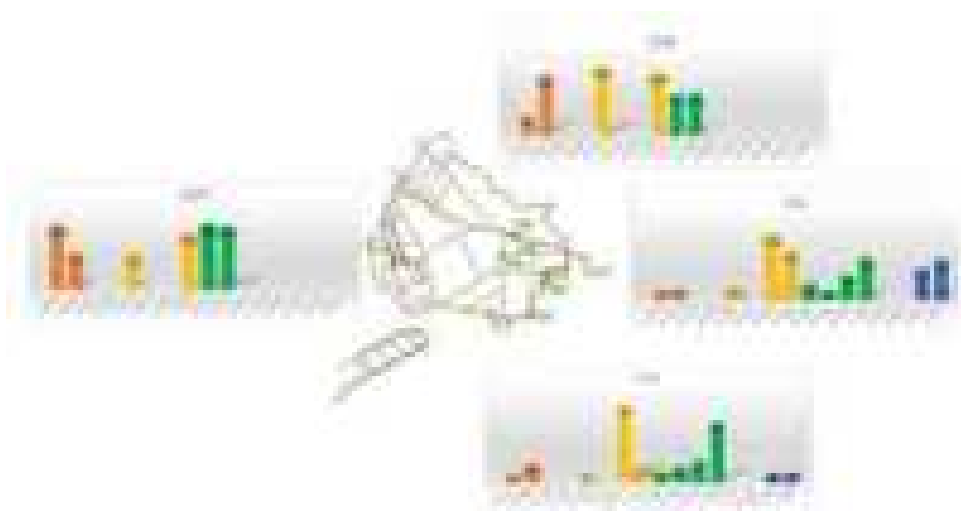
punkt pomiarowy	chlorki				sód				potas				siarczany			
	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS
ZL1	6,58	153,08	1,72	56,64	0,29	78,61	21,72	9,15	0,06	1,62	0,97	0,42	0,70	138,79	30,37	50,12
ZL2	5,91	24,18	0,16	6,78	3,23	1,31	5,03	2,84	0,80	9,65	2,34	3,23	0,36	10,30	2,10	3,63
ZQ3	5,28	14,68	8,29	2,88	2,93	10,18	4,67	1,92	0,28	1,10	0,69	0,21	0,24	2,74	1,22	0,78
ZL4	6,80	43,42	4,03	9,56	4,77	9,05	7,51	3,97	0,31	6,47	3,02	1,85	1,75	75,89	23,39	22,59
ZQ5	8,14	8,63	12,62	6,83	3,92	7,43	5,46	1,26	0,54	1,58	1,06	0,35	2,98	29,27	13,06	10,34
ZQ6	3,95	9,68	6,67	1,81	0,10	5,28	3,37	1,50	0,03	1,32	0,87	0,35	0,75	23,89	6,36	7,03
ZQ7	4,29	15,18	8,67	5,75	2,64	7,29	4,50	2,46	1,07	2,09	1,56	0,51	0,53	4,69	2,05	2,30
ZQ8	6,58	8,91	0,69	4,25	3,77	8,68	5,44	1,79	1,11	3,70	2,29	0,99	1,20	33,90	9,08	12,70
ZQ9	6,05	4,15	7,07	16,89	4,81	4,75	2,99	5,86	1,43	9,48	5,92	5,37	1,22	275,31	62,33	70,13
ZL6	0,82	66,61	5,79	20,68	1,76	3,53	6,16	5,33	0,14	3,60	0,95	1,00	0,69	17,77	6,16	5,23
ZL9	4,27	8,24	9,52	3,39	3,16	6,87	4,74	0,95	0,35	1,24	0,77	0,31	0,68	7,36	2,32	1,87
ZL7	4,38	7,62	8,71	3,14	2,98	5,51	4,16	0,76	0,40	1,05	0,68	0,21	0,46	2,64	1,35	0,72
ZL5	7,38	29,39	9,32	6,49	4,64	24,64	12,69	5,79	0,61	3,52	1,41	0,96	1,26	37,51	20,46	10,90

Poza pomiarami wykonanymi w laboratorium, analizie poddano także wyniki pomiarów wykonanych *in situ* w terenie. W tym wypadku ograniczono się do dwóch wskaźników tj. przewodności właściwej i odczynu pH.

W przypadku **Ciemieńskich Błot** rozkład zmienności w czasie uzyskanych wyników odnośnie odczynu wody (Ryc. 2.58) wskazuje na niewielkie oscylacje w ramach danego punktu pomiarowego, a także niewielkie różnice pomiędzy wszystkimi punktami. Zanotowane zmiany są na tyle małe, że nie można również wnioskować o zmianach sezonowych, jest to parametr w miarę stały. W całym okresie pomiarowym dominował odczyn obojętny. Z kolei przewodnictwo elektrolityczne (Ryc. 2.59) wykazało dużą zmienność w czasie. Pierwszy znaczący skok wartości zanotowano w sierpniu 2019 roku (do poziomu około 900 – 1000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), a kolejny w sierpniu 2020 roku (do około 600 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), po którym nastąpił systematyczny wzrost. Taki stan utrzymywał się już do końca okresu badawczego. W pozostałych terminach pomiarowych wielkości przewodności właściwej mieściły się w przedziale od około 60 do 140 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.



Ryc. 2.58. Wielkość odczynu pH w wodach powierzchniowych torfowiska Ciemińskie Błota w latach 2018-2021

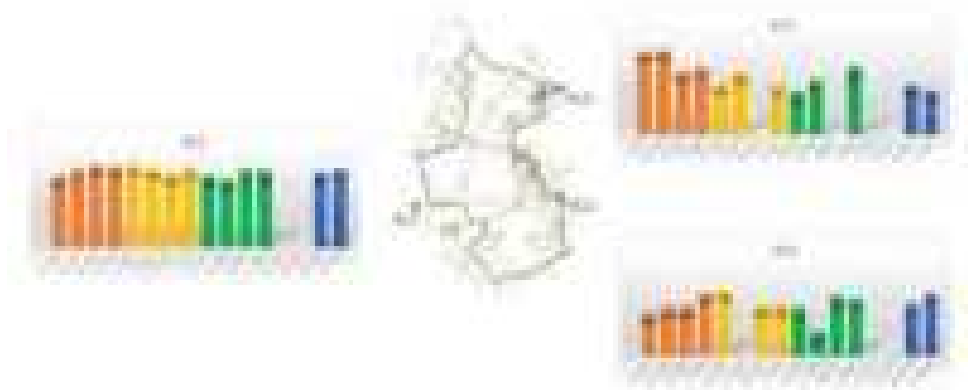


Ryc. 2.59. Wielkość przewodności właściwej w wodach powierzchniowych torfowiska Ciemińskie Błota w latach 2018-2021

Dla **Torfowiska Kluki** rozkład zmienności w czasie odczynu wody (Ryc. 2.60) wskazuje na niewielkie oscylacje wyników w dwóch punktach pomiarowych - KL1 i KL2 i na małe różnice pomiędzy nimi. Wielkość tego wskaźnika mieściła się w zakresie od 6,2 do 7,6 (odczyn obojętny). Odmiennie wygląda sytuacja zaobserwowana w punkcie KL3, gdzie zanotowano spadek pH w trakcie trwania badań. Wartości odczynu wody przyjmują wartości (odczyn kwaśny, lub okresowo obo-

jętny), które mogą wskazywać na duży udział wód torfowiskowych w tym punkcie pomiarowym.

Podobnie analiza przewodności elektrolitycznej (Ryc. 2.61) pozwoliła na wyodrębnienie punktu KL3 jako odmiennego w stosunku do punktów KL1 i KL2. W punkcie tym notowane wartości przewodnictwa były kilkukrotnie niższe i stosunkowo stałe w porównaniu do tych notowanych na pozostałych punktach. Na uwagę zasługuje fakt gwałtownego wzrostu wartości przewodnictwa w listopadzie 2020 roku (do wartości $906 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Analiza czasowa wyników na pozostałych punktach pozwoliła na stwierdzenie nieznacznej zmienności sezonowej – wzrost wartości przewodnictwa w okresach ciepłych i spadek w okresach zimnych. W całym okresie pomiarowym uzyskane wyniki w punktach KL1 i KL2 mieściły się w granicach od 155 do $612 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, zaś w punkcie KL3 poza listopadem 2020 roku w zakresie od 61 do $319 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.



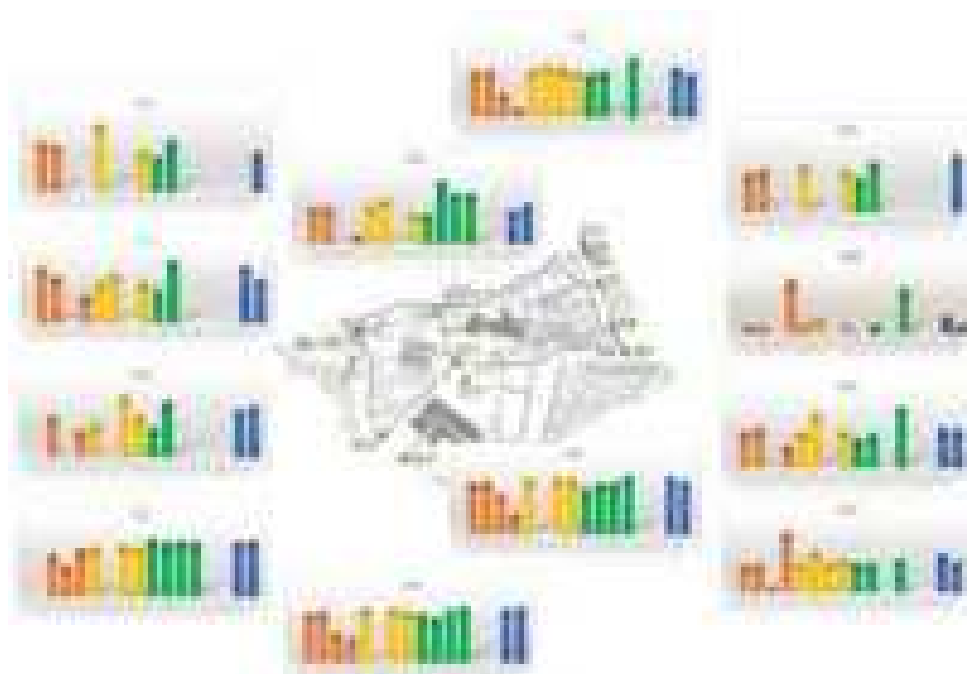
Ryc. 2.60. Wielkość odczynu pH w wodach powierzchniowych Torfowiska Kluki w latach 2018-2021



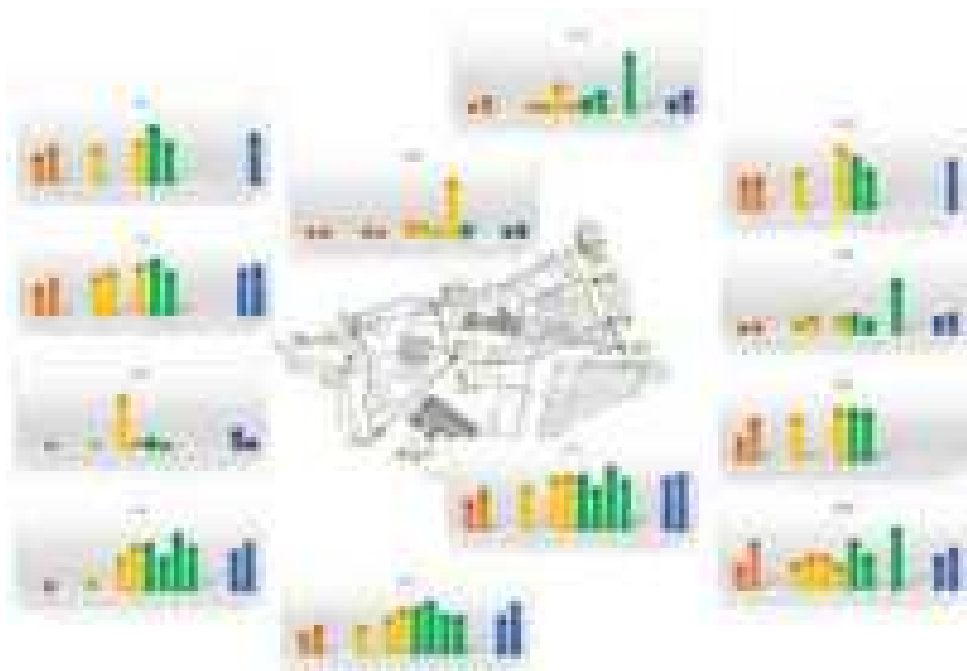
Ryc. 2.61. Wielkość przewodności właściwej w wodach powierzchniowych Torfowiska Kluki w latach 2018-2021

Dla **Wielkiego Bagna** (Żarnowska) rozkład zmienności w czasie pH wody (Ryc. 2.62) wykazał duże wahania sezonowe w ramach danego punktu. Różnice w poszczególnych punktach mogły osiągać nawet 3-4 punkty w skali pH. Największe zmiany, notowane na większości punktów, zaobserwowano od października 2018 do lutego 2019 roku oraz w maju 2020 roku. Z kolei zmienność przestrzenna wykazała, że wartości pH notowane w punktach ZQ9 i ZL4 były zawsze wyższe od tych notowanych na pozostałych punktach. Są to punkty zlokalizowane na głównym kanale odwadniającym torfowisko.

Analiza rozkładu czasowego przewodnictwa elektrolitycznego (Ryc. 2.63) wykazała nieznaczny trend wzrostu wartości w miarę trwania badań, z pojedynczymi ekstremami w sierpniu 2019 roku, sierpniu 2020 roku i listopadzie 2020 roku. Dodatkowo analiza przestrzenna wykazała odmienny charakter wód w punktach ZL6 i ZL5 (zlokalizowanych w południowo-zachodniej części torfowiska, niedaleko rzeki) oraz w punktach ZQ9 i ZL4, zlokalizowanych na głównym kanale.



Ryc. 2.62. Wielkość odczynu pH w wodach powierzchniowych Wielkiego Bagna (Żarnowska) w latach 2018-2021



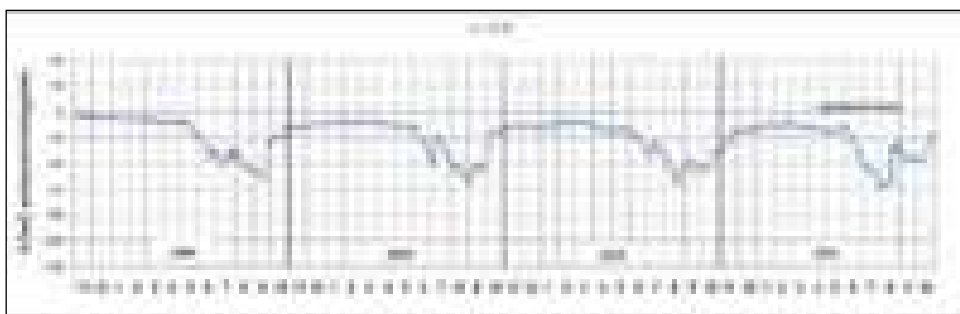
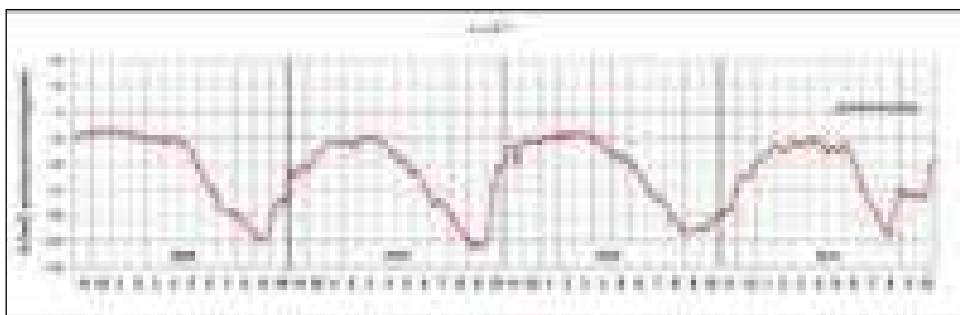
Ryc. 2.63. Wielkość przewodności właściwej w wodach powierzchniowych Wielkiego Bagna (Żarnowska) w latach 2018-2021

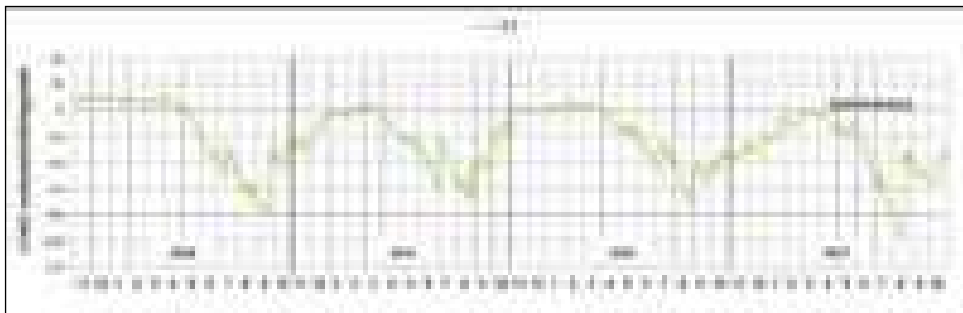
Wody podziemne

Wahania wód podziemnych

Uzyskane wyniki dotyczące wahań wód podziemnych na badanych torfowiskach wskazują na dużą dynamikę zmienności rozpatrywanej w rozkładzie rocznym, miesięcznym, jak i dobowym. Jednocześnie widać zmienność wyników powiązaną z rozkładem przestrzennym poszczególnych punktów pomiarowych, co wiązać z kolei należy ze zróżnicowaniem biotycznym, różną antropopresją (bliskością rowów drenujących), bliskością jeziora Łebsko, czy oddaleniem od kopuły torfowiska lub bliskością rowów opaskowych. Jednakże dla wszystkich trzech torfowisk widać pewną zgodność przebiegu stanów wody. Fluktuacje zmian w czasie są generalnie do siebie zbliżone. Minimalne poziomy wody pojawiają się każdego roku późnym latem i wczesną jesienią. Od maja, czasem już kwietnia widać początek obniżania się poziomu wód podziemnych, z tym, że najbardziej wyraźny spadek notowany jest w lipcu i sierpniu oraz we wrześniu (najczęściej w tym miesiącu osiągnęte jest minimum). Z kolei od października notuje się ponowne powolne podnoszenie się poziomu wód podziemnych. W całym okresie pomiarowym zauważono dodatkowo dwa wyraźne minima: we wrześniu 2019 i sierpniu 2021. Absolutne minimum odnotowano na większości punktów pomiarowych w sierpniu 2020 roku. Dotyczy to zwłaszcza Torfowiska Kluki i Wielkiego Bagna. Główną przyczyną tego stanu rzeczy był bardzo suchy okres zimowy półrocza 2020 roku, co nie pozwoliło na

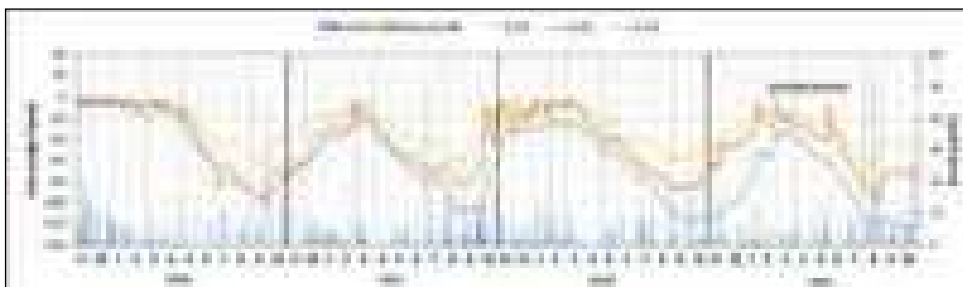
odbudowanie zapasów wody. Do tego należy dodać skrajnie suchy czerwiec, lipiec i wrzesień. Bardzo wysokie opady sierpnia, ze względu na deficyt w poprzednim okresie nie zrekomensowały tych strat. Z kolei na torfowisku Ciemińskie Błota absolutne minima zwierciadło wody osiągnęło we wrześniu 2019 roku (56% przy-
padków), a pozostałe w roku 2020. Jedną z przyczyn tego stanu rzeczy może być potencjalny wpływ jeziora Łebsko. Natomiast w miesiącach od listopada do kwietnia widać dużą stabilizację stanów wody, wynikającą z faktu znacznego dopływu w tym czasie wód opadowych i występującego okresu roztopów wiosennych. Szczególnie okres od listopada do kwietnia 2018 roku charakteryzował się wysokimi poziomami wód podziemnych. To wynik wyjątkowo wilgotnego i obfitującego w opady okresu letniego i jesiennego, poprzedzającego ten okres pomiarowy. Co ciekawe w całym okresie pomiarowym pojawiają się terminy, kiedy woda podziemna stagnuje na powierzchni (powyżej poziomu terenu), na poziomie od 1 do nieco ponad 30 cm. Na Ryc. 2.64 przedstawiono przykładowe rozkłady zmienności dobowej poziomu wód podziemnych na analizowanych torfowiskach w latach 2018-2021.





Ryc. 2.64. Rozkład zmienności poziomu wód podziemnych w wybranych punktach pomiarowych C6 (Ciemieńskie Błota), K7 (Torfowisko Kluki) i Z5 (Wielkie Bagno) w latach 2018-2021

Również dla wszystkich analizowanych torfowisk widoczna jest reakcja wód podziemnych na opad atmosferyczny. Dotyczy to nie tylko zmienności dobowej (Ryc. 2.65), ale także miesięcznej (Ryc. 2.66). W przypadku zmienności dobowej reakcja torfowisk na opady atmosferyczne jest widoczna, zwłaszcza w chłodnej porze roku, a także, po bardzo intensywnych opadach, choćby tych zanotowanych w sierpniu 2021 roku. Jest ona w zasadzie natychmiastowa, przykładem czego mogą być opady z okresu wrzesień – październik 2018 roku, październik 2019 roku, czy wrzesień – październik 2019 roku. Wzrost stanów wody utrzymuje się wtedy przez długi okres, co ma związek nie tylko z wielkością dopływu atmosferycznego, ale także zmniejszeniem wielkości parowania. Warto zwrócić również uwagę na początkowy okres pomiarowy (listopad – styczeń 2018 roku), kiedy zanotowano dużą stabilizację stanów wody. Wynikała ona nie tylko z dopływu atmosferycznego w tym okresie, ale także z intensywnych opadów atmosferycznych zanotowanych w okresie poprzedzającym (lato 2017 roku).



Ryc. 2.65. Dobowe zmiany poziomu wody na Wielkim Bagnie (Żarnowska) na tle opadów atmosferycznych

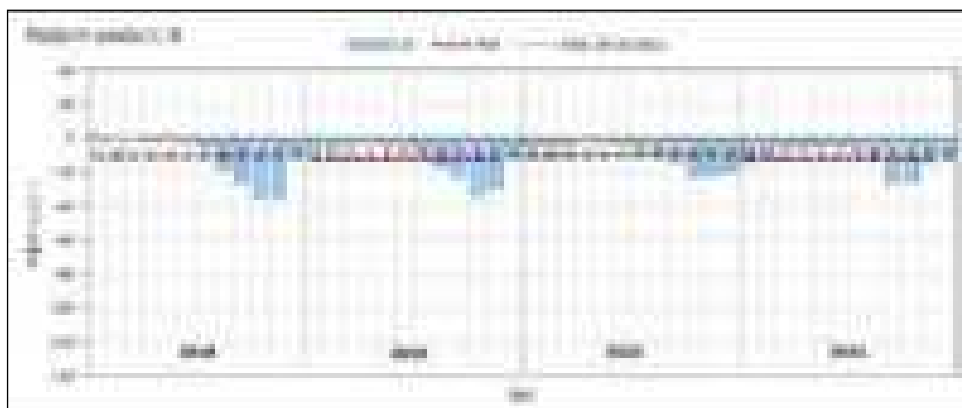


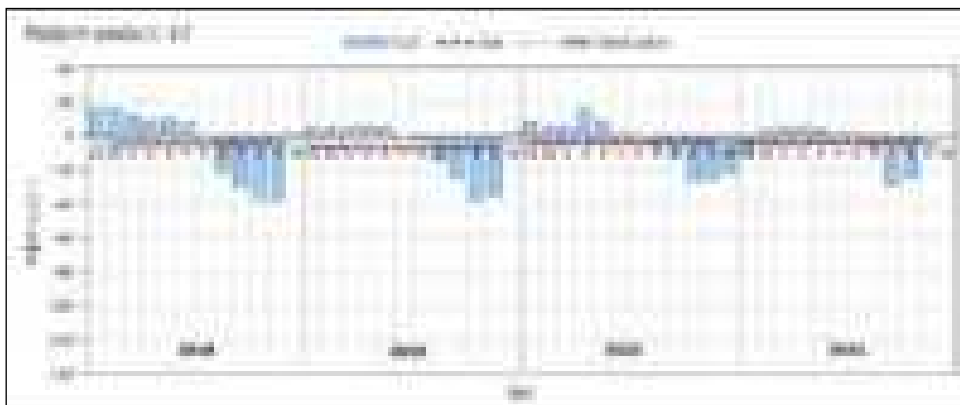
Ryc. 2.66. Zmiany średniego miesięcznego poziomu wody na torfowisku Kluki, Ciemińskie Błotach i Wielkim Bagnie na tle opadów atmosferycznych

Z kolei w przypadku zmienności miesięcznej poziomu wody podziemnej na torfowiskach w kontekście wielkości opadów atmosferycznych także widać silny związek. Dotyczy to choćby początkowego okresu pomiarowego (listopad – grudzień 2018 roku), gdzie widoczne były duże opady na poziomie 100-120 mm i znaczna stabilizacja stanów wody, czy intensywny wzrost stanów wody po opadach notowanych we wrześniu 2018 roku (około 90 mm opadów) i w okresie od lipca do października 2019 roku (opady na poziomie od 70 do ponad 120 mm). Na szczególną uwagę zasługują opady w sierpniu 2021 roku (blisko 160 mm), które także spowodowały wzrost stanów wód podziemnych.

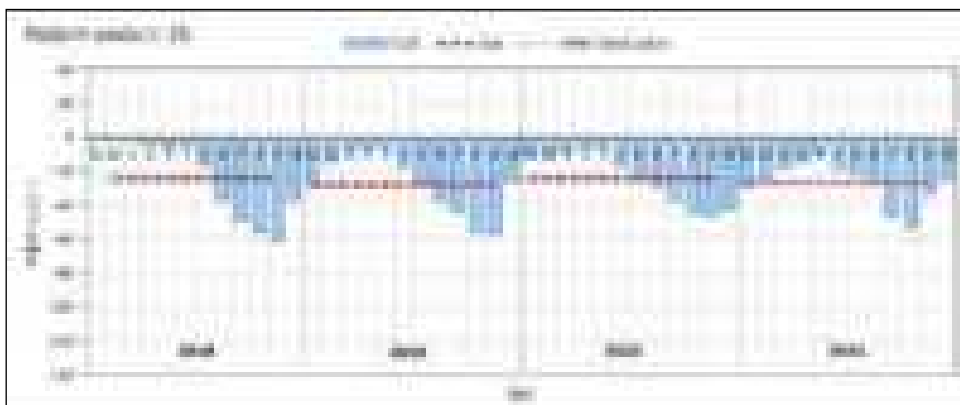
Rozpatrując zmienność poziomu wód podziemnych dla poszczególnych torfowisk należy stwierdzić, że najlepsze warunki wodne wśród nich obserwuje się na **Ciemińskich Błotach**. Świadczyć może o tym zakres wahań poziomu wód oraz średnia dla całego okresu pomiarowego. Główną przyczyną tego stanu rzeczy jest najmniejsze przekształcenie antropogeniczne notowane na tym torfowisku (w stosunku do pozostałych badanych torfowisk), przez co można uznać torfowisko za quasinaturalne. Również występująca od południa izolacja torfowiska w postaci Bagien Izbyckich od negatywnych czynników wpływa na ten stan rzeczy. Także jego stosunki wodne kształtowane są bliskim sąsiedztwem jeziora Łebsko. Ta bliskość powoduje, że przy odpowiednich warunkach hydrometeorologicznych możliwe jest wpływanie wód jeziornych w odcinek ujściowy rzeki Pustynki w efekcie czego woda kanałami wlewa się w zachodni fragment torfowiska. Przechodząc do uzyskanych wyników obliczono, że dla tego torfowiska średni poziom wody w okresie pomiarowym wyniósł 26 cm p.p.t. Dla poszczególnych punktów średnia wyniosła od 1 cm p.p.t. (punkt C17) do 39 cm p.p.t. (punkt C 4). Zakres wahań zmieniał się z kolei od +31 cm n.p.t. (punkt C17) do -97 cm p.p.t. (punkt C4). Dla punktów od C1 do C5, C7, C8, C10, C12, C16 i C17 zanotowano okresy, kiedy woda była powyżej terenu i mieściła się w zakresie od 1 cm n.p.t. (punkt C5 i C16) do 31 cm n.p.t. W przypadku punktu C15 wartość maksymalna była równa z poziomem terenu. Dla

pozostałych punktów osiągnięte wartości maksymalne mieściły się w zakresie od -1 cm p.p.t. (punkt C6) do -23 cm p.p.t. (punkt C13). Z kolei wartości minimalne mieściły się w przedziale od -42 cm p.p.t. (punkt C 8) do -97 cm p.p.t. Co ważne poziom wody nie obniżał się nigdy poniżej 100 cm p.p.t. Najpłycej (najbliżej powierzchni terenu) zwierciadło wód podziemnych układało się w punktach zlokalizowanych w północnej części torfowiska, położonych najbliżej jeziora Łebsko (C1, C8 i C 17) (Ryc. 2.67), a najgłębiej w punktach od C2 do C5 i C11. W przypadku punktu C8 należy nadmienić, że znajduje się on w strefie roślinności zaroślowej, zaś punkt C17 w strefie naturalnych mszarów przejściowo-torfowiskowych i młak. Rozpatrując wielkość amplitudy zauważyć można, że najmniejsze z nich na poziomie 49 cm występują w punkcie C8 (blisko jeziora Łebsko) (Ryc. 2.67) i C13 (największa miąższość torfu). Również dotyczy to punktów C15 i C16 znajdujących się na kopule torfowiska, gdzie wyniosły one odpowiednio 66 cm (Ryc. 2.68) i 56 cm. Z kolei największe amplitudy występują w punktach C1 (punkt pod wpływem oddziaływania jeziora i w pobliżu rowu drenującego), gdzie osiągnięto wartość 91 cm, a także w punktach C3 i C4 (położone przy rowach opaskowych i w obrębie gęstego lasu brzoźowego) (Ryc. 2.69), gdzie osiągnięto odpowiednio wartości 102 cm i 100 cm. Dla pozostałych punktów pomiarowych wielkość amplitudy mieściła się w zakresie od około 60 do 80 cm.

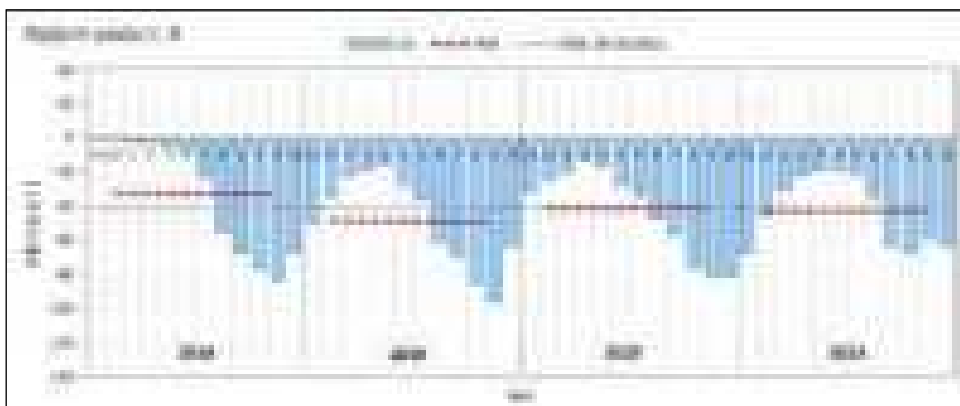




Ryc. 2.67. Średnie miesięczne stany wody w wybranych punktach pomiarowych (C8 i C17) położonych na Ciemińskich Błotach będących pod wpływem oddziaływania jeziora Łebsko

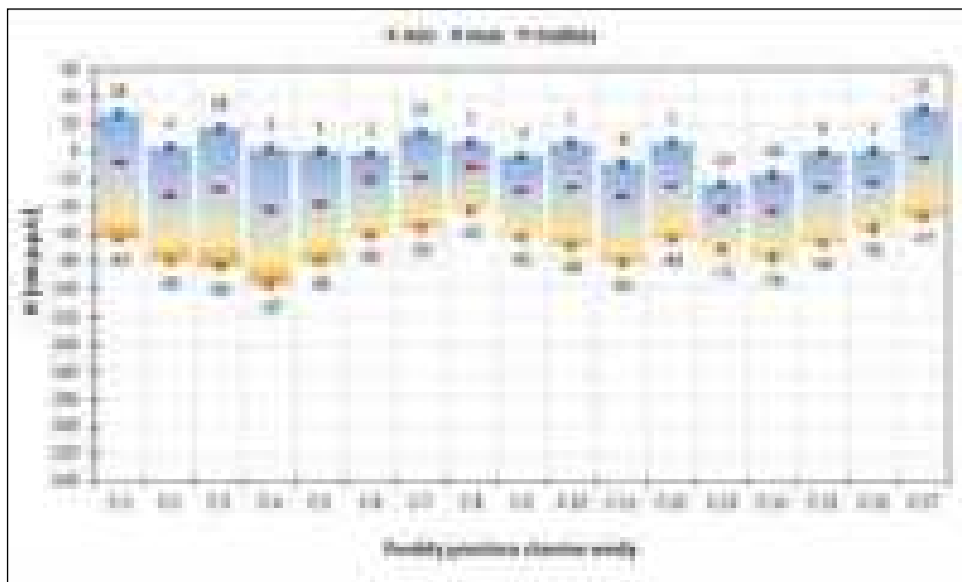


Ryc. 2.68. Średnie miesięczne stany wody w punkcie C15 zlokalizowanym na Ciemińskich Błotach w otwartej przestrzeni kopuły w centrum torfowiska na mszarze wrzoścowym



Ryc. 2.69. Średnie miesięczne stany wody w punkcie C4 zlokalizowanym na Ciemińskich Błotach w brzoźowym zwartym lesie bagiennym, w pobliżu głębokiego rowu opaskowego

Na Ryc. 2.70 przedstawiono rozkład zmienności wahań wód podziemnych oraz wartość średnią dla poszczególnych punktów pomiarowych zlokalizowanych na Ciemińskich Błotach.

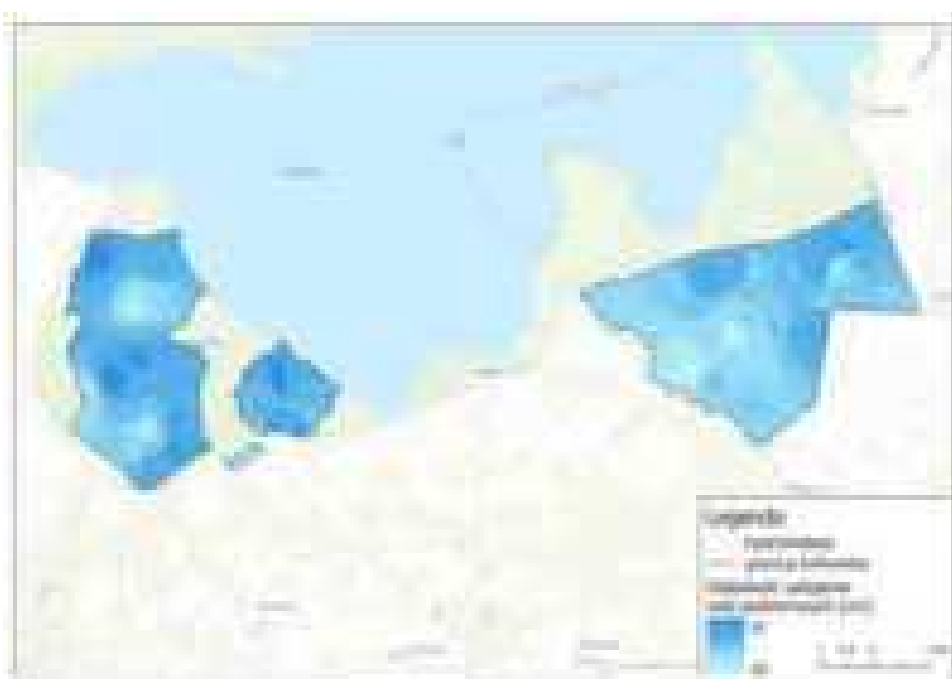


Ryc. 2.70. Rozkład zmienności wahań wód podziemnych oraz średni poziom wód w poszczególnych punktach pomiarowych zlokalizowanych na Ciemińskich Błotach

Dla lepszego zobrazowania zalegania wód podziemnych na Ryc.2.71, 2.72 i 2.73 przedstawiono dla wszystkich torfowisk rozkład **hydroizobat**, a więc obraz linii łączących na mapie punkty zwierciadła wody podziemnej występujące na jednakowych głębokościach względem powierzchni terenu. Dotyczą one trzech sytuacji tj. okresu o najlepszych warunkach wodnych, o warunkach przeciętnych (średnich) i najgorszych warunkach wodnych. W przypadku torfowiska Ciemińskie Błota w sytuacji średniej głębokość zalegania wód podziemnych mieściła się w zakresie od 15 do 35 cm p.p.t. Z kolei w sytuacji najlepszego uwodnienia (grudzień) głębokość zalegania wynosiła od 2 cm p.p.t. do 3 cm n.p.t. Natomiast w sytuacji najgorszego uwodnienia (wrzesień) zakres wahań wód podziemnych na Ciemińskich Błotach wyniósł od 52 do 60 cm p.p.t. Dodatkowo w ramach uzupełnienia na Ryc. 2.74, 2.75 i 2.76 przedstawiono mapy z **hydroizohipsami** dla wszystkich badanych torfowisk tj. linie łączące na mapie punkty jednakowej wysokości położenia zwierciadła wody podziemnej, leżące na tej samej wysokości względem przyjętego poziomu odniesienia, z reguły morza. Również dotyczyły one różnych warunków hydrologicznych. Dla warunków dobrego uwodnienia zakres zmienności wahał się od 16 do 110 cm n.p.m., zaś dla warunków słabego uwodnienia od 5 cm p.p.m. do 40 cm n.p.m. Z kolei średnia wartość hydroizohips wyniosła od 340 do 540 cm n.p.m.



Ryc. 2.71. Rozkład hydroizobat dla sytuacji średniej na obszarze Ciemińskich Błot, Torfowiska Kluki i Wielkiego Bagna (Żarnowska)



Ryc. 2.72. Rozkład hydroizobat dla sytuacji maksymalnego uwodnienia na obszarze Ciemińskich Błot, Torfowiska Kluki i Wielkiego Bagna (Żarnowska)



Ryc. 2.73. Rozkład hydroizobat dla sytuacji minimalnego uwodnienia na obszarze Ciemińskich Błot, Torfowiska Kluki i Wielkiego Bagna (Żarnowska)



Ryc. 2.74. Rozkład hydroizohips dla sytuacji średniej na obszarze Ciemińskich Błot, Torfowiska Kluki i Wielkiego Bagna (Żarnowska)

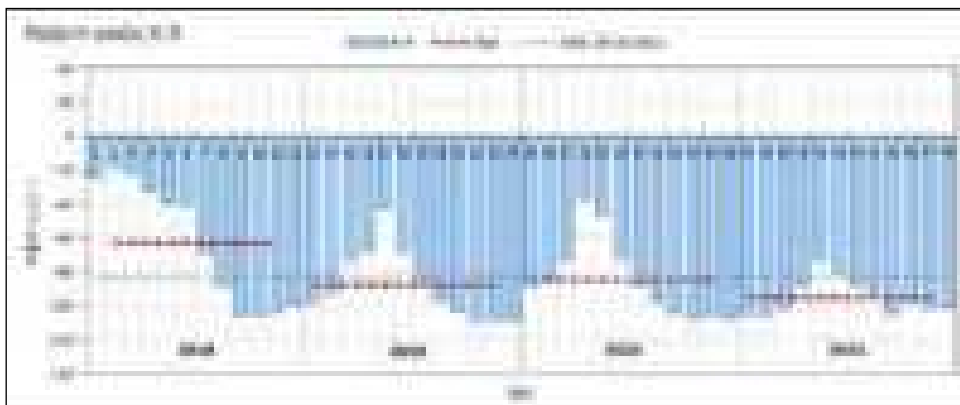


Ryc. 2.75. Rozkład hydroizohips dla sytuacji maksymalnego uwodnienia na obszarze Ciemieńskich Błot, Torfowiska Kluki i Wielkiego Bagna (Żarnowska)

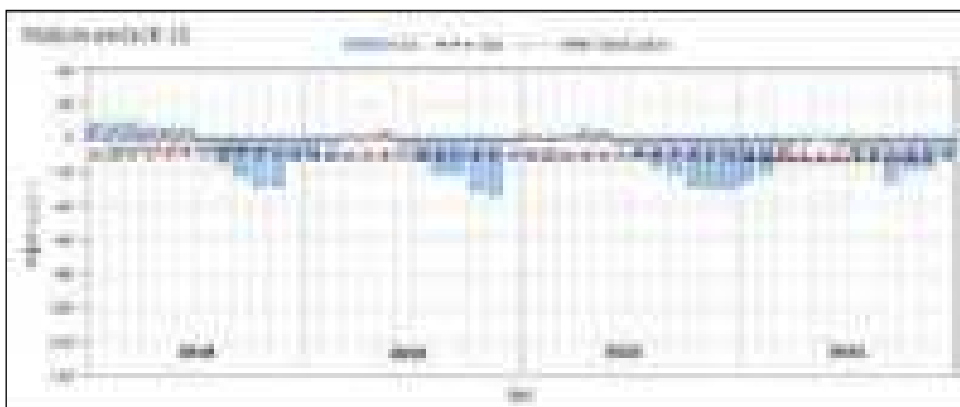


Ryc. 2.76. Rozkład hydroizohips dla sytuacji minimalnego uwodnienia na obszarze Ciemieńskich Błot, Torfowiska Kluki i Wielkiego Bagna (Żarnowska)

Z kolei na **Torfowisku Kluki** obserwuje się znacznie większe amplitudy wahań poziomu wody niż miało to miejsce w przypadku Ciemińskich Błot. Średni poziom wody na torfowisku wynosi 37 p.p.t. Dla poszczególnych punktów pomiarowych są to wartości od 10 cm p.p.t. (punkt K10) do 81 cm p.p.t. (punkt K9) (Ryc. 2.77). Analizując średni poziom zwierciadła wody z okresu 2018-2021, to najbliższej powierzchni woda znajduje się w punktach K11, K13 i K 21. Zakres wahań zmienił się w przedziale od +25 cm n.p.t. (punkt K14) do -141 cm p.p.t. (punkt K20). W przypadku wartości maksymalnych dla punktów od K1 do K5, K8, od K10 do K16, K21, K22 woda osiągała wartości powyżej poziomu terenu i mieściła się w przedziale od 1 cm n.p.t. (punkt K3) do 25 cm n.p.t. W przypadku punktu K20 wartość maksymalna była równa z poziomem terenu. Dla pozostałych punktów wartości maksymalne mieściły się w przedziale od -1 cm p.p.t (punkt K6) do -16 cm p.p.t. (punkt K18). Natomiast w przypadku wartości minimalnych to mieściły się one w przedziale od -37 cm p.p.t. (punkt K11) do -141 cm p.p.t. W ponad połowie punktów obserwacyjnych poziom osiągał lub spadał poniżej 100 cm p.p.t. Dla pozostałych punktów były to wartości z przedziału od 37 do 89 cm p.p.t. Najmniejsze amplitudy wahań poziomu wód podziemnych występują w punktach K11 (49 cm) (Ryc. 2.78) i K13 (53 cm), które położone są blisko siebie, na obrzeżu torfowiska. Przyczyną najmniejszych amplitud i wysokiego poziomu zalegania zwierciadła wody w tych punktach jest prawdopodobnie ich budowa. Są to mini kopuły o otwartym charakterze, które znajdują się blisko granicy torfowiska, którą stanowi ścieżka. Z kolei największe amplitudy występują w punktach K16 (położony w bliskim sąsiedztwie kanału C9) oraz K20 (położony w lesie brzozowym), gdzie wartości wyniosły odpowiednio 146 cm i 141 cm. Duże amplitudy wahań cechują też punkty pomiarowe K2, K8, K17 (wszystkie punkty położone są w lesie, gdzie w zasadzie brak jest cech torfowiska). Wartości amplitudy dla tych punktów wyniosły odpowiednio 115 cm, 118 cm i 124 cm. Dla pozostałych punktów wielkość amplitudy wahała się najczęściej od 80 cm do 100 cm. Co ciekawe, ekstremalne amplitudy (maksymalne i minimalne) są charakterystyczne dla południowej części torfowiska. Ogólnie rzecz biorąc południowa część Kluk (na południe od kanału C9) charakteryzuje się większym kontrastem w poziomie wody. Dotyczy to nie tylko piezometrów, gdzie odnotowano najwyższe poziomy wody, ale także tych, gdzie notuje się bardzo niskie stany. Wynika to z faktu bardzo silnego przekształcenia terenu przez człowieka. Znajduje się tutaj więcej rowów odwadniających, a także jest więcej miejsc z wyciętym torfem. Z kolei część północna jest bardziej jednolita i pokryta zwartym lasem.

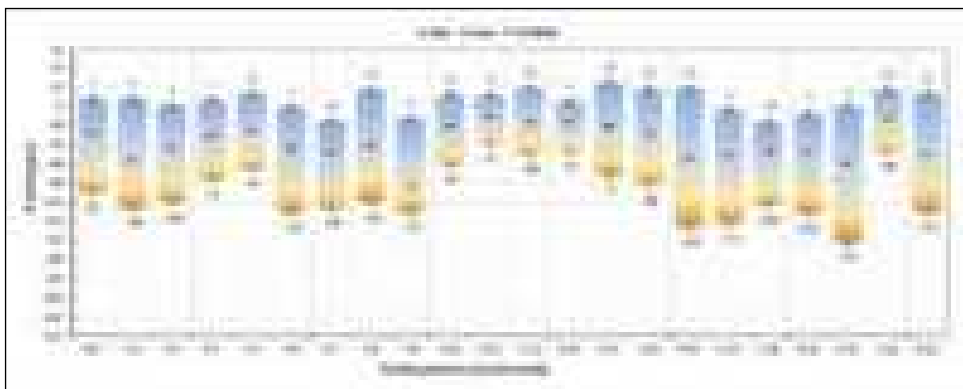


Ryc. 2.77. Średnie miesięczne stany wody w punkcie K9 zlokalizowanym na Torfowisko Kluki w bagiennym lesie brzoźowym na obrzeżu torfowiska



Ryc. 2.78. Średnie miesięczne stany wody w punkcie K11 zlokalizowanym na Torfowisko Kluki na kopule w mszarze wrzościowym

Na Ryc. 2.79 przedstawiono rozkład zmienności wahań wód podziemnych oraz wartość średnią dla poszczególnych punktów pomiarowych zlokalizowanych na Torfowisku Kluki.



Ryc. 2.79. Rozkład zmienności wahań wód podziemnych oraz średni poziom wód w poszczególnych punktach pomiarowych zlokalizowanych na Torfowisku Kluki

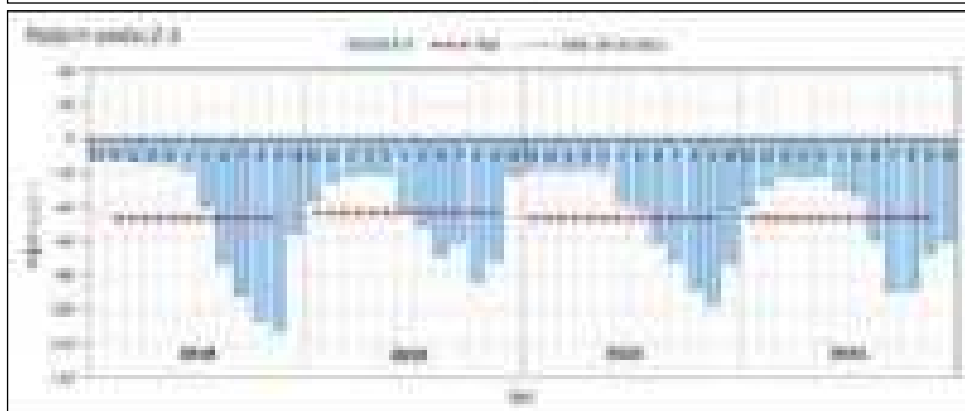
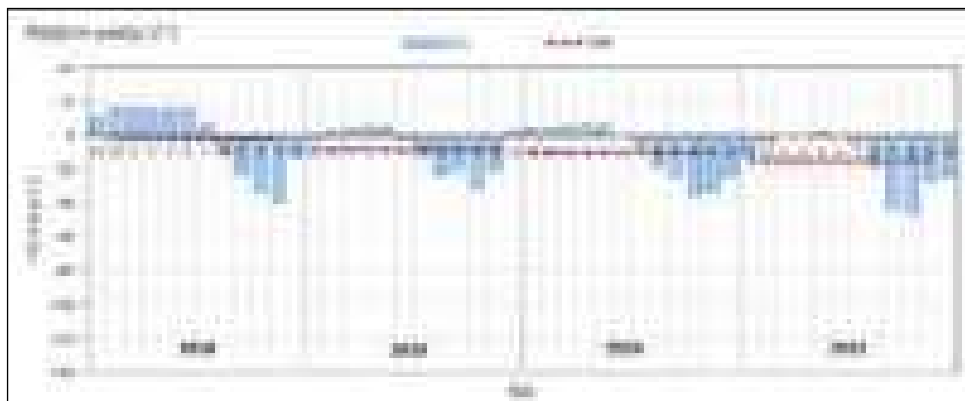
Podobnie jak dla torfowiska Ciemińskie Błota, także dla Torfowiska Kluki przedstawiono przestrzenny rozkład hydroizobat wód podziemnych (Ryc. 2.71, 2.72, 2.73). Wynika z niego, że średnia głębokość zalegania wód podziemnych wynosi od 20 cm do 60 cm p.p.t. W sytuacji maksymalnie dobrych warunków hydrologicznych wody podziemne zalegały na głębokości od 2 cm p.p.t. do 8 cm n.p.t., zaś w okresie maksymalnie złych warunków mieściły się w zakresie od 80 do 92 cm p.p.t. Z kolei w przypadku hydroizohips (Ryc. 2.74, 2.75, 2.76) ich zakres zmienności wahał się od 110 do 202 cm n.p.m. w sytuacji najlepszego uwodnienia oraz od 40 do 125 cm n.p.m. w sytuacji najgorszego uwodnienia. Średnia wartość hydroizohips wyniosła od 82 do 452 cm n.p.m.

Ostatnie z analizowanych torfowisk – **Wielkie Bagno (Torfowisko Żarnowska)** charakteryzuje się średnim poziomem wody wynoszącym 44 cm p.p.t. Jednakże tak duża wartość jest rezultatem wpływu punktu Z4, który położony jest najgłębiej, u podnóża wydmy, na samym skraju torfowiska po drugiej stronie drogi niż torfowisko. Gdyby nie brać go pod uwagę, wtedy średni poziom wody wynosi 39 cm p.p.t. Rozpatrując średnie wartości dla poszczególnych punktów pomiarowych, bez udziału punktu Z4 to mieściły się one w przedziale od -10 cm p.p.t. (punkt Z1 i Z 22) do -64 cm p.p.t. (punkt Z16). Zakres wahań zmieniał się w przedziale od +19 cm n.p.t. (punkt Z1) do -219 cm p.p.t. (punkt Z4), lub jeśli nie licząc tego punktu -144 cm p.p.t. (punkt Z16). W przypadku wartości maksymalnych dla punktów od Z1, Z2, od Z5 do Z8, K8, Z12, od Z15 do Z17, Z i od Z22 do Z24 woda osiągała wartości powyżej poziomu terenu i mieściła się w przedziale od 1 cm n.p.t. (punkt Z23) do 19 cm n.p.t. Dla pozostałych punktów wartości maksymalne mieściły się w przedziale od -1 cm p.p.t. (punkt Z10, Z11, Z21) do -116 cm p.p.t. (punkt Z4). Gdyby nie liczyć tego ostatniego punktu wtedy wartość minimalna z maksymalnych wyniosłaby -20 cm p.p.t. (punkt Z13). Natomiast w przypadku wartości minimalnych to mieściły się one w przedziale od -46 cm p.p.t. (punkt Z1) do -219 cm p.p.t., lub -144 cm p.p.t. Na 24 piezometry, aż w 10 obserwowany

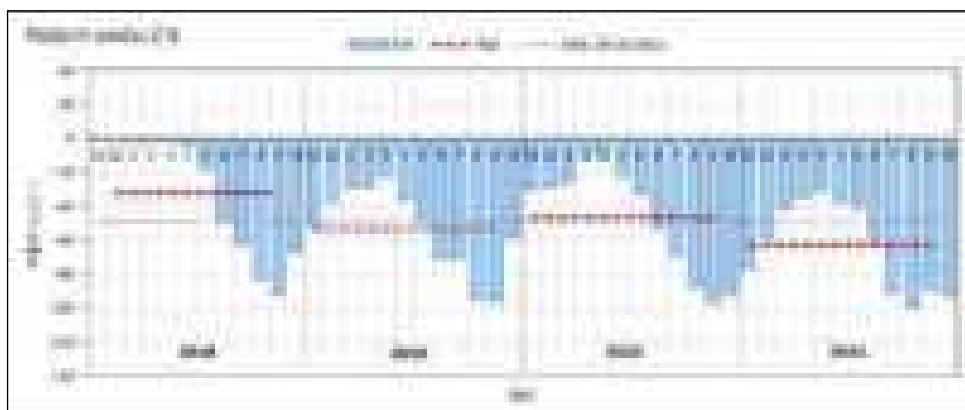
poziom wody spadał poniżej 100 cm p.p.t. Dla pozostałych punktów były to wartości z przedziału od 46 do 99 cm p.p.t. Najbliżej powierzchni ziemi, rozpatrując średni poziom, woda znajduje się w punktach: Z1 i Z3 (kopuła torfowiska) (Ryc. 2.80), Z 22 (obumarły las w wyniku podniesienia zwierciadła wody na którym jest obecnie obszar regeneracyjny mszarów). W przypadku punktu Z1 należy dodać, że znajduje się on na terenie mozaiki regeneracyjnych mszarów i mszarów wrzoścowych, gdzie nie usunięto drzew, ale powierzchniowa warstwa torfu jest zerwana. Z kolei w przypadku punktu Z3 należy stwierdzić, że położony jest on na terenie otwartym, bezdrzewnym, gdzie torf raczej nie był naruszony, ale charakteryzuje się znacznym rozkładem wynoszącym około 7. Największą amplitudą wahań poziomu wód podziemnych charakteryzował się punkt Z16 położony na południe od kopalni torfu w Krakulicach, w gęstym, zwartym lesie, gdzie odnotowano wartość 148 cm. Prawdopodobną przyczyną tak dużej amplitudy jest wpływ oddziaływania kopalni. Znaczne amplitudy odnotowano także w takich punktach jak: Z8 i Z23, które także położone są w lesie, poza typowym, otwartym charakterem torfowiska, na jego obrzeżach lub są posadowione w wyciętym torfie porośniętym lasem. Dla punktów tych osiągnięto wartości na poziomie 120 cm i 126 cm. Również w punkcie Z6 położonym na zdegradowanym borze bagiennym, w wyciętym, suchym i silnie zmineralizowanym torfie amplituda jest znaczna i wynosi 116 cm (Ryc. 2.81). Co istotne, także na kopule torfowiska znajdują się punkty (Z18, Z19), gdzie zakres wahań jest duży. W pierwszym przypadku amplituda wynosi 106 cm, a w drugim 100 cm. W przypadku punktu Z19 taki stan rzeczy można tłumaczyć bliskością położenia w stosunku do rowu drenującego. Z kolei w przypadku punktu Z 18 trudno znaleźć rozsądną argumentację. Najmniejsze amplitudy wahań poziomu wód podziemnych występują z kolei w punktach Z1 (65 cm) (Ryc. 2.80) i Z22 (60 cm). Dla pozostałych punktów wielkość amplitudy wahała się najczęściej od 70 cm do 100 cm.

Na Ryc. 2.82 przedstawiono rozkład zmienności wahań wód podziemnych oraz wartość średnią dla poszczególnych punktów pomiarowych zlokalizowanych na torfowisku Wielkie Bagno. Dodatkowo na Ryc. 2.71, 2.72 i 2.73 przedstawiono średni dla całego okresu pomiarowego rozkład hydroizobat. Na jego podstawie ustalić można, że zakres zmienności wahań wód podziemnych na tym torfowisku wahał się od 25 do 55 cm p.p.t. Z kolei w sytuacjach ekstremalnych uzyskane wartości wyniosły odpowiednio od 9 cm p.p.t. do 2 cm n.p.t. (maksymalne uwodnienie) i od 56 do 80 cm p.p.t. (minimalne uwodnienie). Natomiast rozkład hydroizohips (Ryc. 2.74, 2.75, 2.76) w warunkach normalnych (średnich) charakteryzował się wartościami od 9 do 83 cm n.p.m. W sytuacji wartości ekstremalnych hydroizohipsy przyjmowały wartości z zakresu od 202 do 296 cm n.p.m. (maksymalne uwodnienie) i od 155 do 255 cm n.p.m.

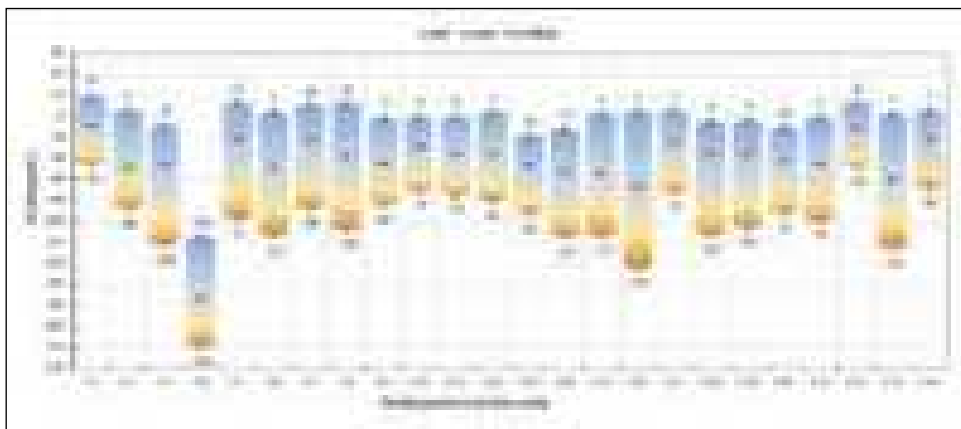
Zestawienie wartości amplitudy wahań na poszczególnych punktach pomiarowych analizowanych torfowisk przedstawiono na Ryc. 2.83.



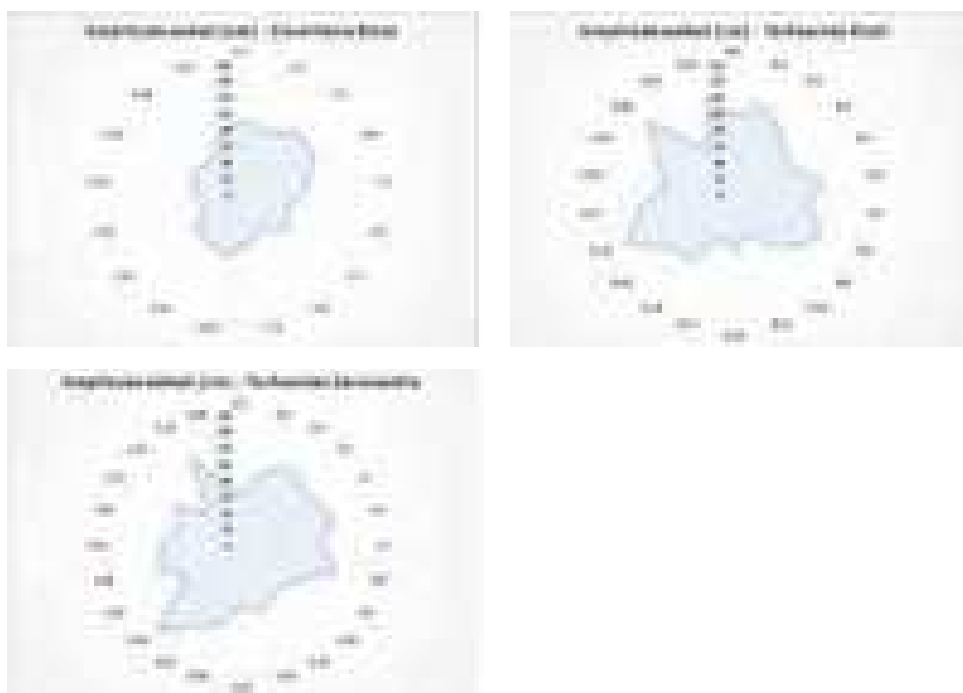
Ryc. 2.80. Średnie miesięczne stany wody w punktach pomiarowych Z1 i Z3 zlokalizowanych na Wielkim Bagnie (Żarnowska) na kopule torfowiska



Ryc. 2.81. Średnie miesięczne stany wody w punkcie pomiarowym Z6 zlokalizowanych na Wielkim Bagnie (Żarnowska)



Ryc. 2.82. Rozkład zmienności wahań wód podziemnych oraz średni poziom wód w poszczególnych punktach pomiarowych zlokalizowanych na Wielkim Bagnie (Żarnowska)

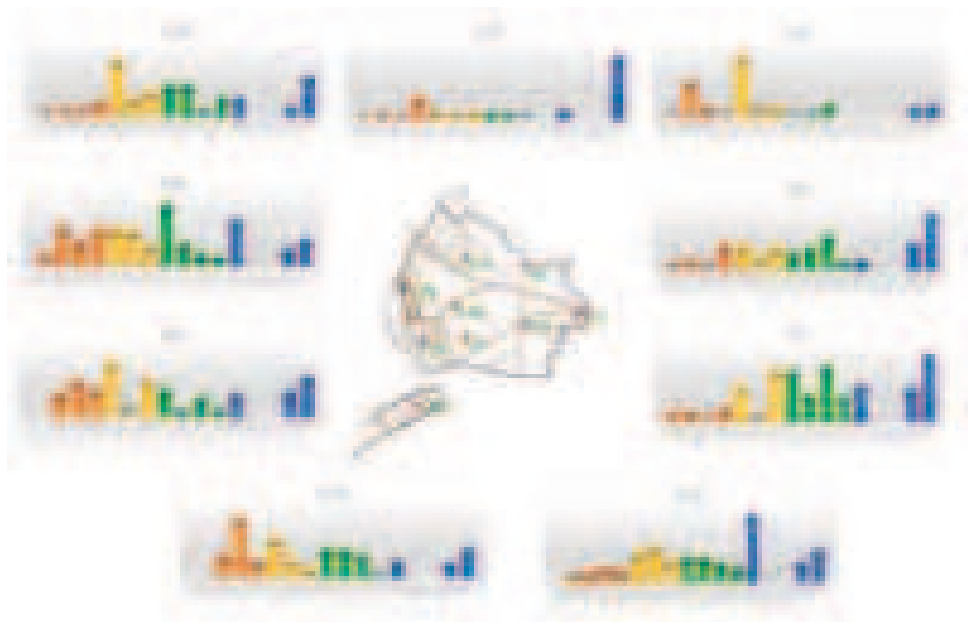


Ryc. 2.83. Amplituda wahań wód podziemnych w poszczególnych punktach pomiarowych na analizowanych torfowiskach

Chemizm wód podziemnych

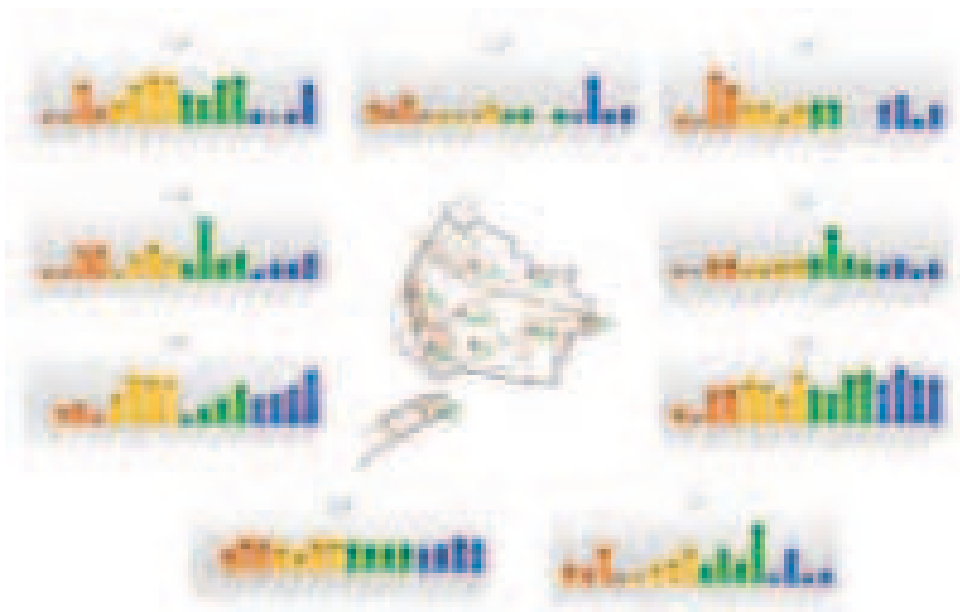
Podobnie jak w przypadku wód powierzchniowych, także wody podziemne na torfowiskach objęte były monitoringiem jakościowym. Łącznie na trzech analizowanych torfowiskach zlokalizowano 32 punkty pomiarowe, w tym 9 na Ciemińskich Błotach, 11 na Torfowisku Kluki i 12 na Wielkim Bagnie (Żarnowska). Próbkę wody podziemnej pobierane były z wcześniej zamontowanych piezometrów. Podobnie jak w przypadku wód powierzchniowych zdecydowano się na osobną analizę wyników dla poszczególnych torfowisk.

W przypadku torfowiska **Ciemińskie Błota** analiza przebiegu średnich miesięcznych stężeń poszczególnych jonów (Ryc. 2.84) wykazała zarówno czasową ich zmienność, jak i przestrzenne zróżnicowanie. W badanym okresie trudno mówić o sezonowości zmian stężeń któregośkolwiek jonu.

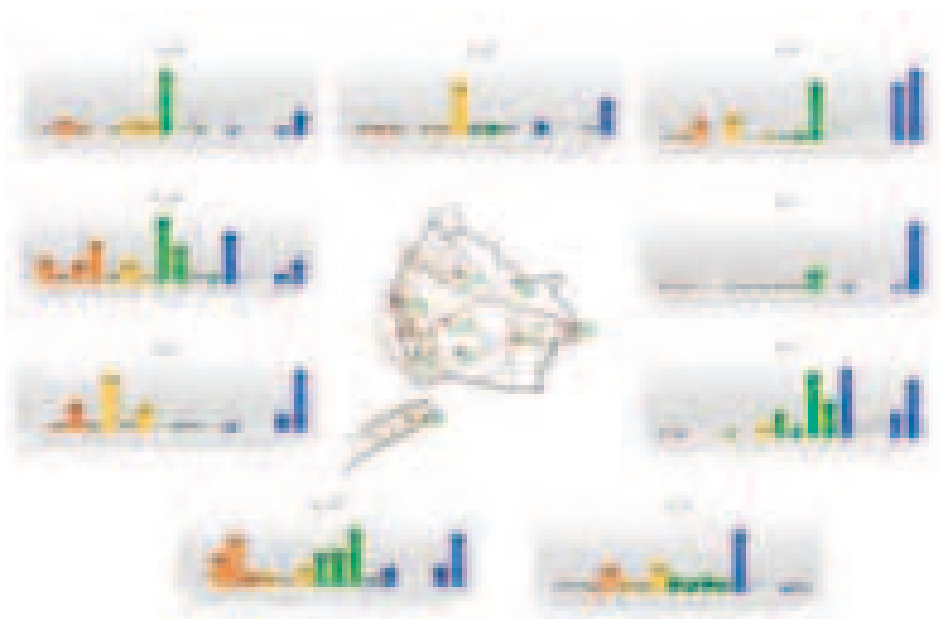


Ryc. 2.84. Przestrzenne i czasowe zróżnicowanie stężeń wskaźników chemicznych w wodach podziemnych na Ciemińskim Błocie w latach 2018-2021 na przykładzie siarczanów ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$)

Najwyższe stężenia azotu ogólnego (Ryc. 2.85), azotanów i amoniaku zanotowano w punktach położonych poza kopułą torfowiska wskazując na możliwy wpływ z terenów bagnistych lub na dopływ z gospodarstw leżących w okolicy torfowiska. Ewentualną przyczyną mogła być także zła gospodarka ściekowa tego terenu. Stężenia azotu ogólnego i amoniaku ściśle ze sobą korelowały osiągając najwyższe wartości w punktach C5, C6, C10 i częściowo C8. Stężenia azotanów natomiast największe wartości osiągały w punktach C7 i częściowo C6 oraz C10 (Ryc. 2.86).

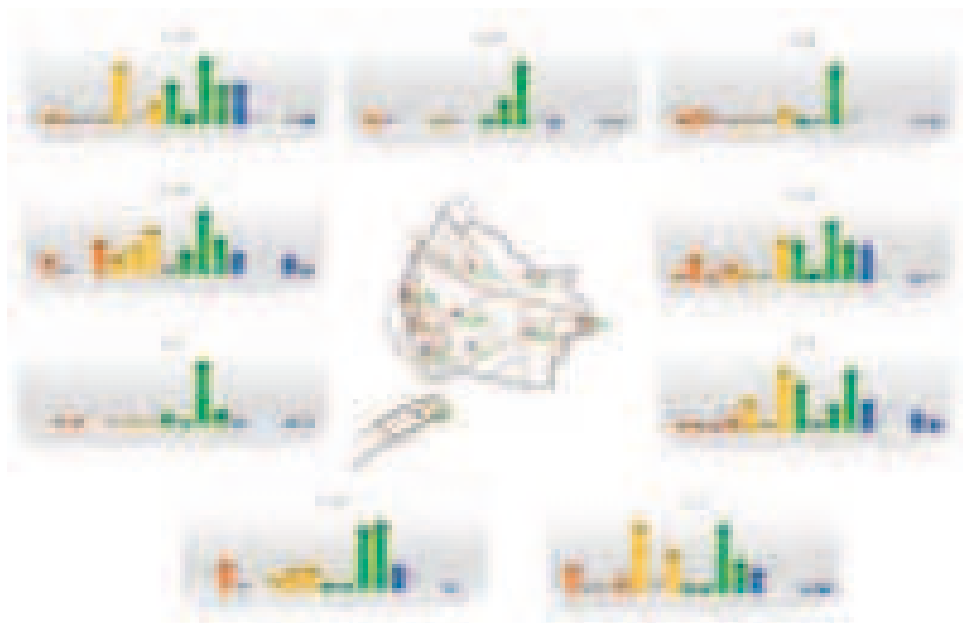


Ryc. 2.85. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń azotu ogólnego ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach podziemnych torfowiska Ciemińskie Błota w latach 2018-2021



Ryc. 2.86. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń azotanów ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach podziemnych torfowiska Ciemińskie Błota w latach 2018-2021

Na uwagę zasługuje również fakt bardzo niskich wartości stężeń fosforanów na większości badanych punktów pomiarowych w latach 2017-2018 oraz na początku roku 2019. Po tym okresie zanotowano gwałtowny ich wzrost (Ryc. 2.87). Szczególnym momentem był maj 2020 roku, kiedy to zanotowano gwałtowny wzrost stężeń fosforu ogólnego, głównie w punktach położonych poza kopułą torfowiska (Ryc. 2.88). W tym czasie zanotowano trzykrotny wzrost stężenia w stosunku do innych okresów badawczych. Co ważne niskie stężenia form fosforu korelują z wysokimi stężeniami wapnia (Ryc. 2.89). W takiej sytuacji może dojść do wiązania fosforu i strącania go w formie nierozpuszczalnej (fosforan wapnia), co ogranicza dostępność tego pierwiastka dla organizmów żywych (Cusell i in. 2014).



Ryc. 2.87. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń fosforanów ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) w wodach podziemnych torfowiska Ciemińskie Błota w latach 2018-2021

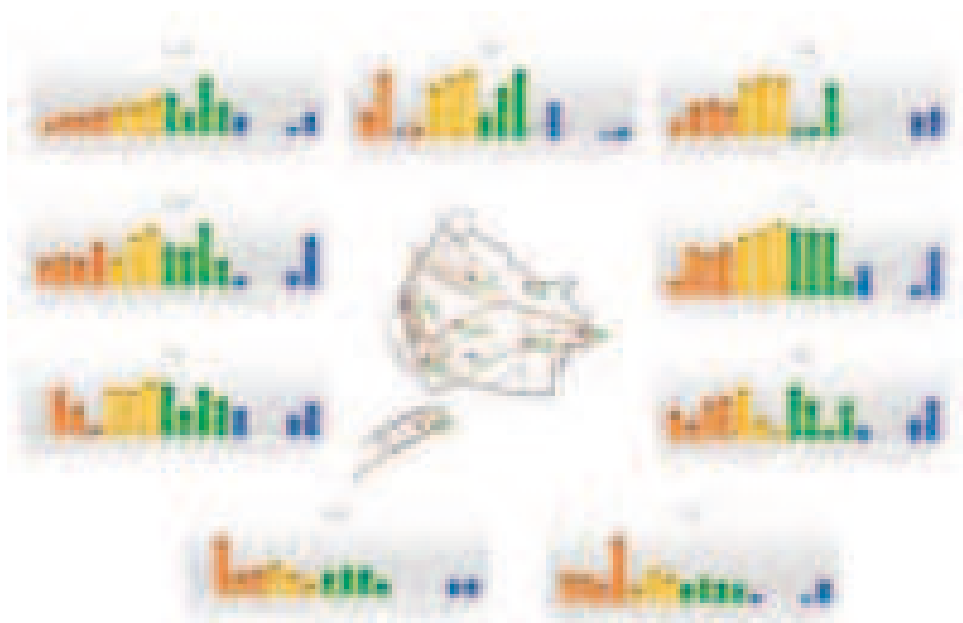


Ryc. Ryc. 2.88. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń fosforu ogólnego ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach podziemnych torfowiska Ciemińskie Błota w latach 2018-2021



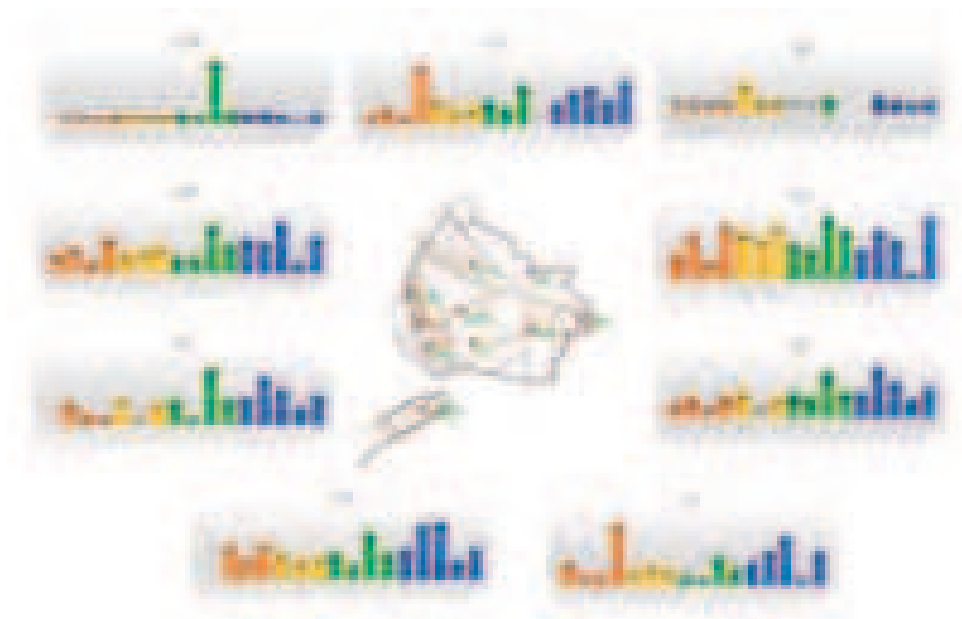
Ryc. 2.89. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń wapnia ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach podziemnych torfowiska Ciemińskie Błota w latach 2018-2021

Stężenia wapnia wykazują podobne wahania do stężeń magnezu, a co za tym idzie do twardości wody. Zdecydowanie wyższymi wartościami stężeń tych jonów charakteryzują się dwa punkty pomiarowe C8 i C17 (Ryc. 2.90).



Ryc. 2.90. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń magnezu ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) w wodach podziemnych torfowiska Ciemińskie Błota w latach 2018-2021

W punktach C8, C17, C4 i C5 zanotowano zdecydowanie wyższe stężenia jonów sodu, siarczanów i chlorków (Ryc. 2.91). Są to punkty położone wzdłuż brzegu jeziora Łebsko i jak pokazują wyniki przeprowadzonych badań wody jeziora mają wpływ na chemizm wody na torfowisku, czy poprzez połączenia hydrauliczne czy poprzez atmosferę (wzmoczone parowanie z jeziora lub silne wiatry przenoszące aerozole). Z kolei zawartość potasu nie wyróżniała się niczym istotnym, poza październikiem 2018 roku, kiedy to stężenie na części punktów było trzykrotnie wyższe niż w pozostałych okresach pomiarowych (Ryc. 2.92).



Ryc. 2.91. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń chlorków ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach podziemnych torfowiska Ciemińskie Błota w latach 2018-2021



Ryc. 2.92. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń potasu ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach podziemnych torfowiska Ciemińskie Błota w latach 2018-2021

W ramach uzupełnienia informacji o uzyskanych wynikach dotyczących jakości wód podziemnych na Ciemińskich Błotach w zbiorczej tabeli zestawiono wyniki dotyczące wartości średniej, minimalnej, maksymalnej oraz obliczone odchylenie standardowe dla wszystkich analizowanych wskaźników (Tabela 2.9).

Tabela 2.9. Zestawienie wartości minimalnych, średnich, maksymalnych oraz odchylenia standardowego uzyskanych w latach 2018-2021 dla punktów pomiarowych wód podziemnych zlokalizowanych na torfowisku Ciemińskie Błota

punkt pomiarowy	azot				azotany				amoniak				twardość			
	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS
C_4	0,21	10,47	3,95	2,11	0,01	5,30	0,73	1,51	0,06	4,44	2,85	1,46	0,10	1,70	1,16	0,45
C_5	1,60	12,54	9,06	2,94	0,03	1,25	0,52	0,46	0,50	18,98	10,51	5,81	0,10	1,20	0,66	0,32
C_8	1,32	8,48	3,96	1,92	0,02	1,29	0,47	0,49	0,33	11,68	4,95	3,08	1,25	5,60	4,20	1,39
C_16	1,02	7,25	2,92	1,60	0,01	1,14	0,41	0,34	0,88	7,03	2,89	1,81	0,10	1,80	0,38	0,44
C_17	1,15	7,86	2,73	1,81	0,03	4,77	1,03	1,47	0,08	4,59	1,56	1,44	0,45	7,50	4,58	2,68
C_6	-	9,79	5,45	2,91	0,02	1,77	0,57	0,65	0,86	11,56	7,84	3,62	0,10	1,90	1,23	0,67
C_10	0,51	9,78	5,62	3,29	0,06	2,70	0,63	0,75	0,96	12,22	6,95	3,74	0,10	1,65	0,90	0,56
C_7	0,46	4,64	1,87	1,13	0,02	3,95	0,97	1,04	0,15	6,78	1,54	1,68	0,10	0,70	0,27	0,16
C_13	-	4,61	3,66	1,09	0,04	1,05	0,52	0,33	1,63	4,98	3,44	1,19	0,10	0,45	0,25	0,11

punkt pomiarowy	wapń				magnez				fosfor				fosforany			
	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS
C_4	7,99	35,13	26,60	8,58	0,81	5,64	3,63	1,57	0,17	1,94	0,78	0,61	0,02	2,95	1,09	0,93
C_5	4,28	20,38	12,75	5,06	0,30	1,57	0,92	0,44	0,21	1,78	0,83	0,43	0,30	3,89	1,53	1,24
C_8	14,06	92,98	57,39	24,30	0,72	8,06	4,50	2,49	0,24	2,94	0,81	0,69	0,01	4,33	0,79	1,20
C_16	5,46	22,36	13,32	5,57	0,30	1,85	1,12	0,46	0,08	3,07	0,71	0,87	0,05	2,75	1,11	0,78
C_17	4,76	151,93	83,54	48,08	0,09	13,03	7,25	4,84	0,12	1,38	0,56	0,41	0,05	7,85	1,62	2,42
C_6	9,23	40,98	27,65	10,05	0,60	3,07	2,07	0,74	0,42	1,55	0,76	0,30	0,37	9,51	1,74	2,54
C_10	7,48	47,19	26,13	11,18	0,74	5,07	2,46	1,09	0,08	1,76	0,66	0,56	0,02	2,73	1,02	0,96
C_7	2,66	25,40	8,08	5,80	0,23	2,25	0,89	0,48	0,04	1,42	0,52	0,43	0,02	1,90	0,65	0,65
C_13	3,35	17,98	8,54	3,60	0,37	1,38	0,64	0,28	0,06	1,02	0,40	0,30	-	1,82	0,61	0,60

punkt pomiarowy	chlorki				sód				potas				siarczany			
	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS
C_4	4,34	44,67	29,85	11,00												
C_5	1,14	28,57	14,71	6,74	0,37	23,47	10,24	5,30	0,12	1,93	0,71	0,49	0,48	5,16	2,00	1,26
C_8	1,95	77,52	24,99	19,65	0,14	15,91	5,67	3,90	0,03	1,99	0,46	0,50	0,12	2,31	1,08	0,70
C_16	3,62	15,65	8,83	3,54	1,96	37,73	19,92	12,75	0,12	2,92	2,01	0,90	0,07	4,07	0,99	1,15
C_17	5,37	31,31	14,52	7,00	2,75	11,25	5,12	2,09	0,13	2,10	0,59	0,48	0,42	2,78	1,35	0,66
C_6	2,83	33,58	14,66	8,52	0,33	25,12	12,24	5,51	0,30	1,52	0,74	0,41	0,08	10,14	2,12	2,66
C_10	8,21	132,18	26,06	28,96	2,21	11,38	8,03	2,59	0,71	2,20	1,60	0,44	0,15	2,55	1,22	0,68
C_7	1,34	14,24	5,51	3,56	0,96	21,08	9,82	4,59	0,50	4,38	1,12	0,99	0,39	9,81	3,72	2,60
C_13	3,87	13,80	7,74	2,98	0,28	7,35	2,65	1,70	0,44	3,16	0,96	0,70	0,50	4,16	1,59	0,91

W przypadku **Torfowiska Kluki** analiza przebiegu średnich miesięcznych stężeń poszczególnych jonów (Ryc. 2.93) wykazała zarówno czasową ich zmienność, jak i przestrzenne zróżnicowanie, a także pozwoliła na wyciągnięcie wniosku, że punkty zlokalizowane w północnej części torfowiska znacznie się różnią od punktów leżących w południowej i centralnej części. Jednakże trudno mówić o sezonowości zmian stężeń któregośkolwiek jonu, z wyjątkiem wapnia.

W przypadku azotu ogólnego punkty z południowej części torfowiska (K7, K21 i K13) charakteryzują się niższymi wartościami stężeń niż punkty z centralnej i północnej części torfowiska (Ryc. 2.94). Dodatkowo charakterystyczna jest mała fluktuacja stężeń w całym okresie badań na wszystkich punktach pomiarowych. Stężenia pozostałych form azotu (amoniak i azotany) wykazują tendencję wzrostową z każdym kolejnym okresem badawczym - stężenia amoniaku systematycznie wzrastają od 2019 r. (Ryc. 2.95), a azotanów od 2020 r. (Ryc. 2.96).



Ryc. 2.93. Przestrzenne i czasowe zróżnicowanie stężeń wskaźników chemicznych w wodach podziemnych na Torfowisku Kluki w latach 2018-2021 na przykładzie siarczanów ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$)



Ryc. 2.94. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń azotu ogólnego ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach podziemnych Torfowiska Kluki w latach 2018-2021



Ryc. 2.95. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń amoniaku ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach podziemnych Torfowiska Kluki w latach 2018-2021



Ryc. 2.96. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń azotanów ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) w wodach podziemnych Torfowiska Kluki w latach 2018-2021

Dla fosforu ogólnego i fosforanów na uwagę zasługuje fakt bardzo niskich wartości ich stężeń. Wyjątkiem jest czerwiec 2018 r., kiedy to w centralnej części torfowiska zanotowano gwałtowny wzrost oraz rok 2020 r., kiedy taki skok odnotowano we wszystkich punktach pomiarowych (Ryc. 2.97).



Ryc. 2.97. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń fosforu ogólnego ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) w wodach podziemnych Torfowiska Kluki w latach 2018-2021

Maksymalne stężenia wapnia, magnezu, sodu i potasu odnotowano w punktach zlokalizowanych w centralnej części torowiska - K2, K18, K22 i K9 (Ryc. 2.98). Stężenia wapnia wykazują podobne wahania do stężeń magnezu, ale nie do twardości wody.

W punktach pomiarowych położonych w południowej części torowiska za-notowano z kolei zdecydowanie niższe stężenia jonów sodu i chlorków. Stężenia sodu wykazują łagodne fluktuacje, które nie mają jednak charakteru sezonowego. Stężenia chlorkowych wykazują natomiast tendencję wzrostową w roku 2021 w punktach usytuowanych w południowej części torowiska (Ryc. 2.99).



Ryc. 2.98. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń wapnia ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach podziemnych Torfowiska Kluki w latach 2018-2021



Ryc. 2.99. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń chlorków ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach podziemnych Torfowiska Kluki w latach 2018-2021

W tabeli 2.10 zestawiono dodatkowo wyniki dotyczące wartości średniej, minimalnej, maksymalnej oraz obliczone odchylenie standardowe dla wszystkich analizowanych wskaźników zmierzonych na Torfowisku Kluki.

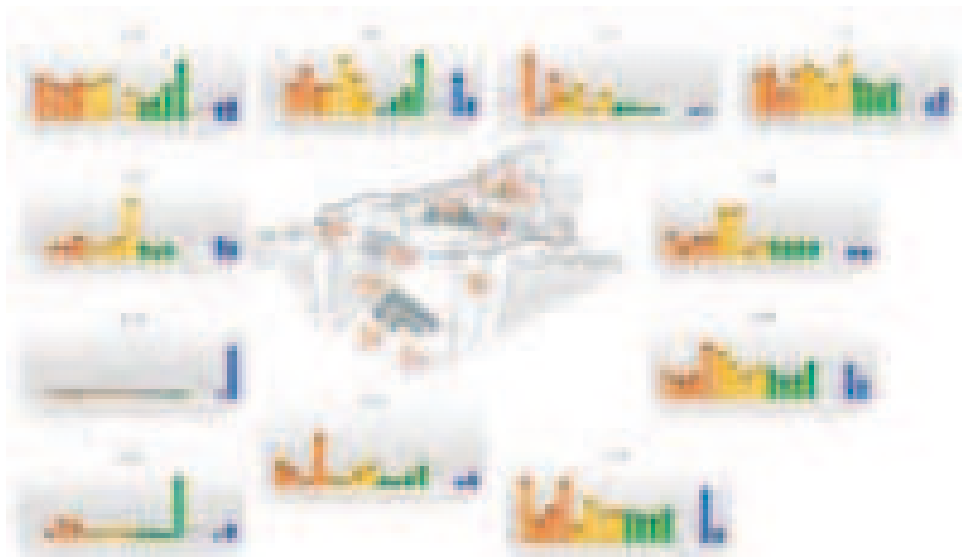
Tabela 2.10. Zestawienie wartości minimalnych, średnich, maksymalnych oraz odchylenia standardowego uzyskanych w latach 2018-2021 dla punktów pomiarowych wód podziemnych zlokalizowanych na Torfowisku Kluki

punkt pomiarowy	azot				azotany				amoniak				twardość			
	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS
K_12	1,92	5,05	3,29	1,09	0,10	1,57	0,76	0,51	0,02	8,26	2,19	2,83	0,10	0,45	0,18	0,13
K_1	0,35	6,65	2,67	1,48	0,11	2,36	0,71	0,66	0,11	2,00	0,90	0,61	0,05	1,10	0,24	0,31
K_22	1,00	8,73	4,58	1,84	0,05	2,28	0,63	0,63	3,09	7,26	4,61	1,00	0,10	1,20	0,31	0,29
K_18	1,01	10,21	6,55	2,78	0,08	1,38	0,63	0,41	1,62	10,79	6,27	2,48	0,10	0,75	0,29	0,22
K_2	0,50	9,21	4,49	1,91	0,06	7,22	1,44	2,20	3,20	10,28	6,09	1,97	0,10	1,10	0,65	0,43
K_9	1,35	9,69	4,65	2,91	0,47	24,71	10,96	11,07	0,28	4,29	1,59	1,41	0,10	0,20	0,13	0,05
K_4	1,23	6,69	4,23	1,39	0,05	2,05	0,96	0,69	1,82	6,93	4,13	1,56	0,10	0,55	0,25	0,16
K_13	0,84	6,00	2,17	1,23	0,03	1,56	0,50	0,43	0,39	3,06	1,52	0,85	0,10	0,60	0,33	0,17
K_7	1,11	5,41	3,73	1,03	0,03	1,83	0,45	0,48	0,88	7,75	4,79	1,71	0,10	0,75	0,49	0,24
K_21	1,96	4,61	2,67	0,65	0,03	3,61	0,99	1,10	0,11	5,31	3,15	1,75	0,10	0,65	0,30	0,16
K_5	-	9,11	4,74	2,38	0,09	14,52	4,61	5,48	0,06	8,65	2,63	2,59	1,10	4,05	2,61	0,84

punkt pomiarowy	wapń				magnez				fosfor				fosforany			
	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS
K_12	6,00	17,91	11,51	3,58	0,76	3,15	1,59	0,79	0,25	1,24	0,61	0,31	0,25	2,98	1,01	0,86
K_1	7,83	20,59	13,23	4,06	0,81	2,43	1,42	0,47	0,23	1,99	0,76	0,56	0,03	3,75	1,21	1,29
K_22	2,70	13,18	6,60	3,09	0,69	2,82	1,92	0,61	0,14	2,97	0,84	0,70	0,29	7,80	1,92	2,02
K_18	4,64	17,79	12,72	4,59	0,54	2,03	1,33	0,47	0,42	2,55	0,96	0,67	0,57	3,02	1,42	0,69
K_2	21,24	45,00	31,45	7,28	1,53	3,53	2,48	0,69	0,15	1,65	0,60	0,36	0,22	2,06	0,91	0,67
K_9	7,91	34,14	18,49	9,34	0,98	2,71	1,66	0,65	0,23	2,38	0,85	0,74	0,12	2,95	1,48	1,04
K_4	4,14	15,89	11,19	3,99	0,56	1,90	1,35	0,45	0,19	1,90	0,69	0,47	0,27	2,95	1,03	0,77
K_13	2,54	27,64	8,99	5,95	0,38	1,17	0,74	0,24	0,04	1,82	0,52	0,49	0,03	4,54	1,04	1,32
K_7	3,62	28,46	19,89	7,26	0,58	2,42	1,57	0,53	0,14	2,05	0,66	0,51	0,02	4,45	1,30	1,30
K_21	0,30	15,13	8,85	3,82	0,42	1,64	0,91	0,34	0,09	2,70	0,56	0,67	0,01	5,70	1,07	1,73
K_5	36,88	97,07	70,12	15,83	2,54	6,06	4,72	1,03	0,28	1,05	0,61	0,23	0,59	2,72	1,40	0,72

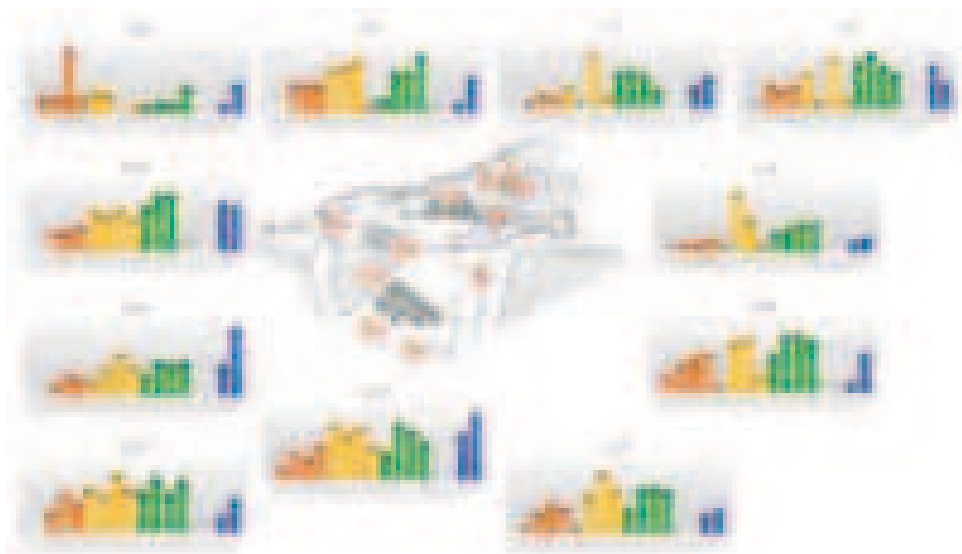
punkt pomiarowy	chlorki				sód				potas				siarczany			
	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS
K_12	5,67	26,14	14,52	6,58	4,04	10,52	6,65	2,44	0,09	3,65	1,88	1,06	0,41	6,39	12,74	8,71
K_1	8,35	2,35	7,38	7,15	4,40	2,61	7,31	2,66	0,23	4,42	0,93	1,13	1,09	51,58	17,49	18,27
K_22	9,35	3,79	6,67	4,40	4,67	7,25	5,66	0,67	0,33	4,10	0,78	0,98	0,70	8,20	1,88	2,08
K_18	3,67	1,36	3,48	6,93	0,72	0,56	7,39	3,34	0,08	3,16	0,73	0,80	0,21	2,58	0,94	0,69
K_2	0,45	6,66	8,95	4,85	5,56	2,66	9,50	2,06	3,78	10,85	7,49	1,85	3,74	0,30	8,05	4,34
K_9	4,36	0,56	9,97	5,34	3,44	6,05	4,36	1,23	0,51	22,20	4,64	8,62	2,17	4,83	7,44	5,42
K_4	4,77	1,34	1,90	4,29	3,99	8,85	5,75	1,20	0,39	2,97	1,12	0,71	0,41	2,91	1,42	0,79
K_13	2,46	3,18	6,01	2,72	2,14	3,94	2,77	0,50	0,42	6,74	1,19	1,61	0,21	1,73	0,92	0,46
K_7	4,94	7,76	9,87	5,96	1,59	9,50	3,66	1,77	0,38	2,68	0,88	0,54	0,46	6,24	2,87	1,57
K_21	5,23	8,31	9,81	3,97	2,00	5,31	3,93	0,84	0,52	5,53	1,33	1,33	0,12	5,62	1,92	1,92
K_5	11,59	38,55	24,20	8,12	9,10	31,92	15,56	6,06	0,28	5,48	1,27	1,36	17,47	113,61	48,92	26,50

Analiza przebiegu średnich miesięcznych stężeń poszczególnych jonów dla wód podziemnych na **Wielkim Bagnie (Żarnowska; Ryc. 2.100)** wykazała zarówno czasową ich zmienność, jak i przestrzenne zróżnicowanie. Stężenia jonów podlegały fluktuacjom, często zmiany te były bardzo dynamiczne, jednakże trudno stwierdzić, że były to zmiany sezonowe.

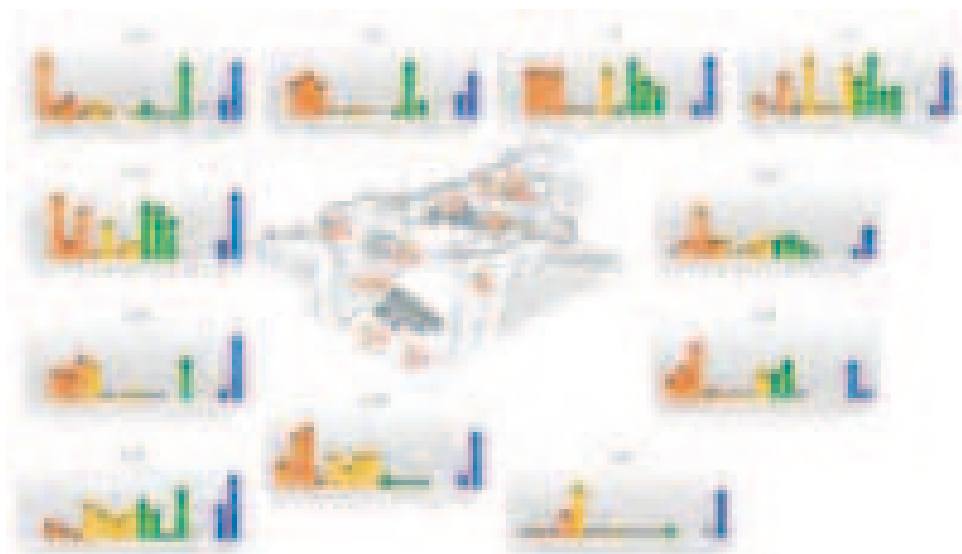


Ryc. 2.100. Przestrzenne i czasowe zróżnicowanie stężeń wskaźników chemicznych w wodach podziemnych na Wielkim Bagnie (Żarnowska) w latach 2018-2021 na przykładzie potasu ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$)

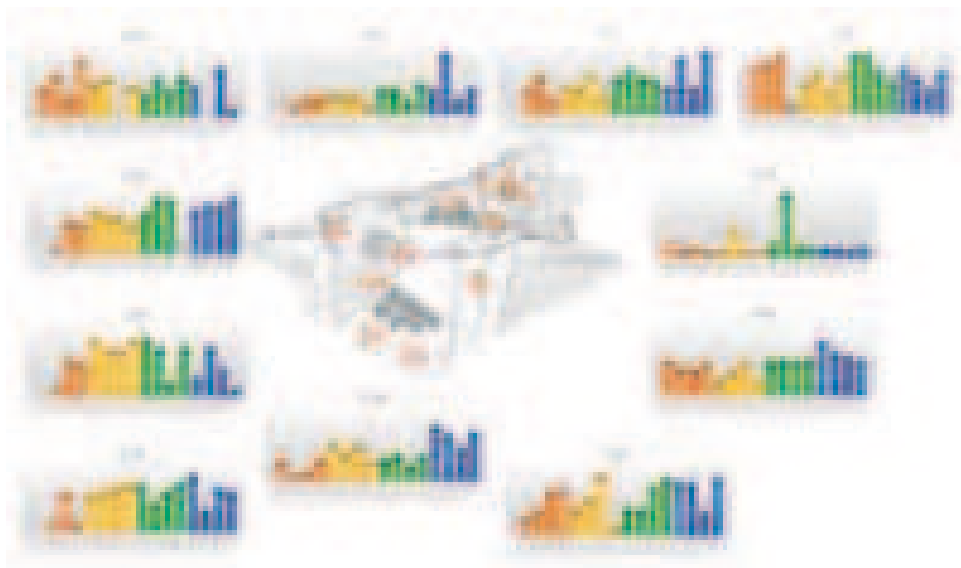
Średnie stężenia amoniaku były najniższe w pierwszym roku badań (2018) we wszystkich punktach pomiarowych. W kolejnych latach odnotowano stopniowy wzrost jego stężeń, z maksymalnymi wartościami w punktach Z15 i Z16 zlokalizowanymi w południowej części torfowiska, w niewielkiej odległości od rzeki (Ryc. 2.101). Odwrotna sytuacja zanotowana została dla azotanów (Ryc. 2.102), których stężenia w większości punktów najwyższe były w pierwszym roku badań. W przypadku azotu ogólnego (Ryc. 2.103) charakterystyczna jest mała fluktuacja stężeń w całym okresie badawczym we wszystkich punktach pomiarowych. Stężenia pozostałych form azotu (amoniak i azotany) wykazują tendencję wzrostową z każdym kolejnym okresem badawczym - stężenia amoniaku systematycznie wzrastają od 2019 roku, a azotanów od 2020 roku.



Ryc. 2.101. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń amoniaku ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach podziemnych Wielkiego Bagna (Żarnowska) w latach 2018-2021



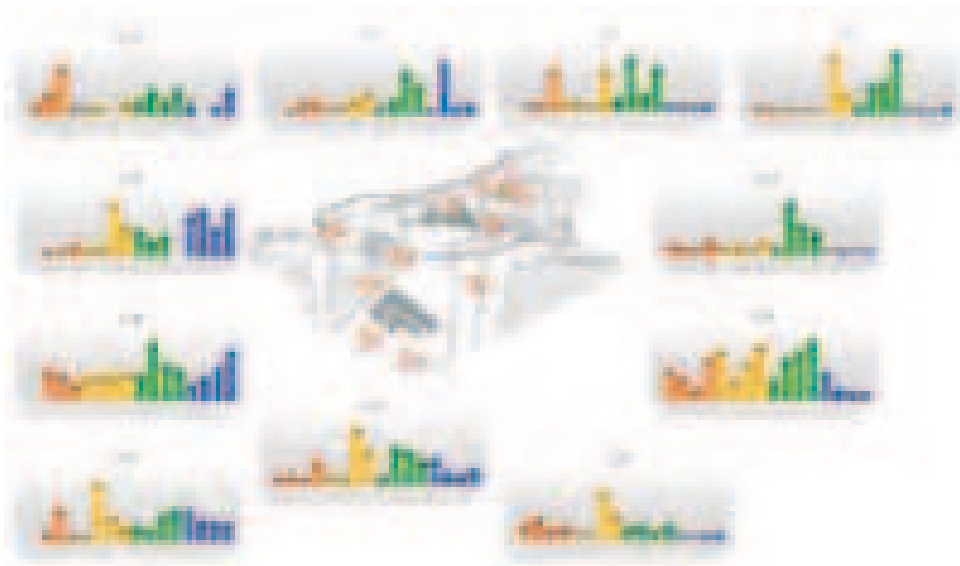
Ryc. 2.102. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń azotanów ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach podziemnych Wielkiego Bagna (Żarnowska) w latach 2018-2021



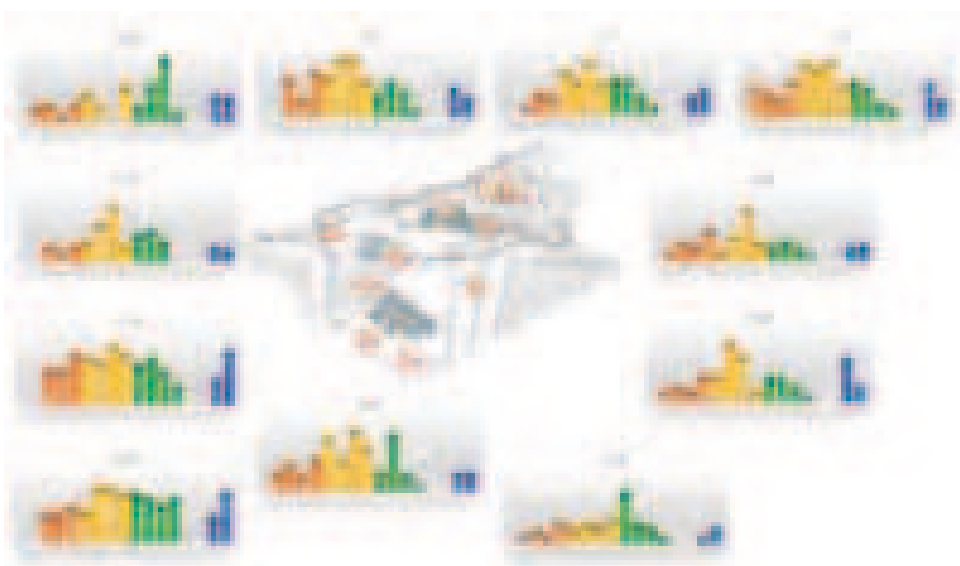
Ryc. 2.103. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń azotu ogólnego ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach podziemnych Wielkiego Bagna (Żarnowska) w latach 2018-2021

W przypadku fosforu ogólnego i fosforanów zanotowano wyższe stężenia w punktach z zachodniej części torfowiska i w punktach w sąsiedztwie rzeki (Z24, Z23, Z16 i Z15) w porównaniu do pozostałych punktów. Na uwagę zasługuje fakt wzrostu wartości na tych punktach w ostatnim roku badawczym - 2021, w sytuacji gdy w pozostałych punktach maksymalne wartości i duży wzrost zanotowany został rok wcześniej, w 2019 (Ryc. 2.104).

Stężenia wapnia wykazują podobne wahania do stężeń magnezu, ale nie do twardości wody. Średnie najwyższe stężenia tych jonów notowano w roku 2019 i częściowo w 2020 r., ale fluktuacje notowane w całym okresie badawczym są łagodne i nie mają charakteru sezonowego (Ryc. 2.105).



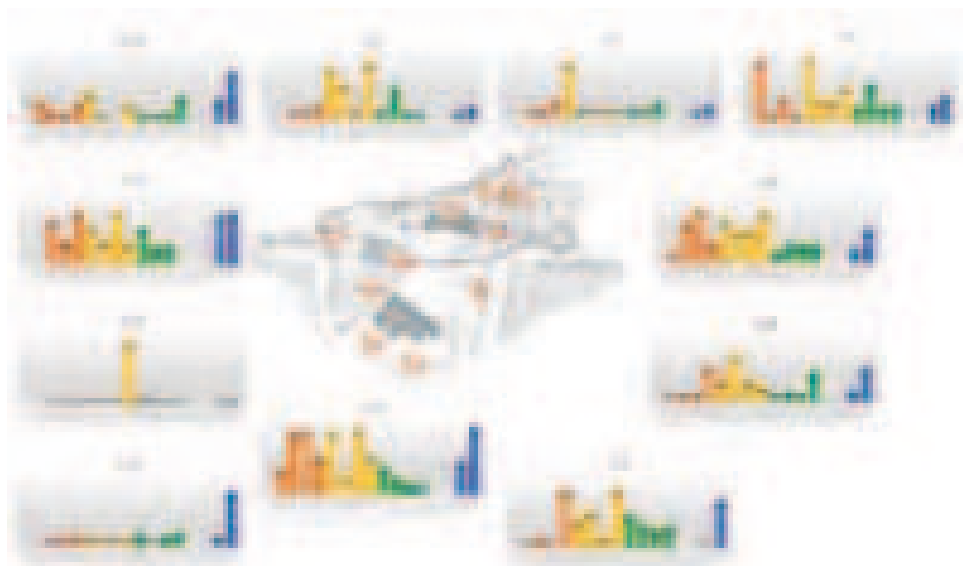
Ryc. 2.104. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń fosforu ogólnego ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach podziemnych Wielkiego Bagna (Żarnowska) w latach 2018-2021



Ryc. 2.105. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń wapnia ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach podziemnych Wielkiego Bagna (Żarnowska) w latach 2018-2021

Stężenia jonów sodu charakteryzowały się małymi fluktuacjami w całym okresie badawczym, a także porównywalnymi wartościami na całym torfowisku. Z kolei w przypadku jonów siarczanowych trend wyższych wartości w roku 2018 i 2019 (z

dosyć mocnymi fluktuacjami). Wartości notowane na wszystkich punktach były porównywalne, za wyjątkiem wartości zanotowanych na punkcie Z8, gdzie stężenia były kilkukrotnie wyższe w porównaniu do pozostałych punktów. Wyjątkiem jest także gwałtowny, krótkotrwały i jednokrotny wzrost stężenia siarczanów na punkcie Z16 w listopadzie 2019 r. (była to maksymalna wartość zanotowana w całym okresie badawczym) (Ryc. 2.106). Stężenia chlorków charakteryzowały się niewielkimi wartościami na poziomie od około 10 do 25 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$.



Ryc. 2.106. Przestrzenne zróżnicowanie stężeń siarczanów ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$) w wodach podziemnych Wielkiego Bagna (Żarnowska) w latach 2018-2021

W tabeli 2.11 zestawiono dodatkowo wyniki dotyczące wartości średniej, minimalnej, maksymalnej oraz obliczone odchylenie standardowe dla wszystkich analizowanych wskaźników zmierzonych na Torfowisku Żarnowska dla wód podziemnych.

Tabela 2.11. Zestawienie wartości minimalnych, średnich, maksymalnych oraz odchylenia standardowego uzyskanych w latach 2018-2021 dla punktów pomiarowych wód podziemnych zlokalizowanych na Wielkim Bagnie (Żarnowska)

punkt pomiarowy	azot				azotany				amoniak				twardość			
	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS
Z_4	0,65	7,25	1,68	1,66	0,09	1,76	0,62	0,57	0,08	7,95	1,16	2,06	0,10	2,15	0,55	0,54
Z_24	0,63	3,98	2,42	0,84	0,13	2,33	0,88	0,75	0,68	6,42	2,15	1,48	0,05	1,05	0,25	0,33
Z_7	1,27	4,15	2,39	0,80	0,04	1,01	0,55	0,37	0,11	4,87	2,17	1,31	0,05	0,35	0,17	0,09
Z_1	0,27	3,13	2,15	0,76	0,03	1,62	0,78	0,57	0,12	2,49	1,43	0,73	0,10	0,55	0,26	0,16
Z_19	0,59	11,24	2,66	2,53	0,05	1,91	0,69	0,48	0,04	3,51	1,19	0,92	0,10	0,50	0,17	0,11
Z_18	1,64	4,90	3,11	0,80	0,05	1,15	0,45	0,36	0,21	4,93	3,10	1,52	0,05	0,50	0,19	0,13
Z_6	1,89	11,25	4,44	2,21	0,07	0,97	0,42	0,33	0,48	5,78	3,42	1,63	0,10	0,45	0,22	0,13
Z_8	1,44	8,45	5,43	2,10	0,02	8,28	1,81	2,78	1,02	10,60	5,47	2,71	0,05	0,70	0,29	0,20
Z_10	0,70	6,82	3,69	1,61	0,10	1,21	0,53	0,39	1,50	6,32	4,08	1,40	0,10	0,70	0,22	0,17
Z_23	1,25	8,15	5,99	1,84	0,13	1,12	0,64	0,35	3,80	10,02	7,07	2,10	0,05	0,60	0,26	0,17
Z_16	1,48	8,70	5,76	2,56	0,03	1,43	0,54	0,47	4,01	18,35	8,64	3,65	0,10	1,35	0,34	0,32
Z_15	1,11	8,26	5,63	2,01	0,13	1,63	0,77	0,43	4,08	13,89	9,32	2,82	0,10	1,60	0,80	0,42

punkt pomiarowy	wapń				magnez				fosfor				fosforany			
	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS
Z_4	8,44	64,21	15,50	14,39	0,33	2,55	1,45	0,52	0,11	1,96	0,57	0,53	0,04	2,50	0,78	0,73
Z_24	2,56	16,63	7,08	3,69	0,65	2,13	1,19	0,42	0,13	2,86	1,05	0,69	0,16	12,49	2,82	4,27
Z_7	2,09	14,22	7,35	3,50	0,14	1,56	0,84	0,42	0,10	1,77	0,62	0,58	0,06	2,37	0,75	0,72
Z_1	3,22	15,63	9,15	3,76	0,10	2,14	1,03	0,63	0,07	1,85	0,51	0,60	0,01	2,63	0,78	0,77
Z_19	1,41	20,47	7,88	4,53	0,08	2,72	0,97	0,63	0,02	1,77	0,47	0,45	0,01	2,42	0,84	0,73
Z_18	1,99	18,00	7,77	4,57	0,06	1,95	0,86	0,49	0,12	0,87	0,47	0,25	0,06	2,23	1,12	0,77
Z_6	1,59	15,09	8,86	3,87	0,49	1,60	1,09	0,41	0,13	1,96	0,68	0,55	0,13	3,71	1,05	1,13
Z_8	4,60	47,95	17,94	10,87	0,27	3,25	1,75	0,91	0,08	1,95	0,58	0,47	0,05	2,00	0,64	0,56
Z_10	1,17	10,60	5,47	2,96	0,19	1,88	0,97	0,47	0,18	1,86	0,69	0,47	0,07	2,29	0,86	0,62
Z_23	5,02	20,96	9,62	4,65	0,52	2,29	1,06	0,47	0,27	2,54	1,25	0,77	0,28	9,60	3,08	3,39
Z_16	6,09	17,46	12,43	3,24	0,39	1,37	0,92	0,29	0,53	1,74	0,94	0,32	0,30	25,28	3,37	6,65
Z_15	16,81	33,89	25,71	5,94	0,49	2,16	1,25	0,44	0,25	3,04	1,17	0,70	0,07	4,81	1,77	1,36

punkt pomiarowy	chlorki				sód				potas				siarczany			
	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS	min	max	średnia	OS
Z_4	4,96	43,28	15,94	11,04	5,09	60,06	12,45	14,22	0,40	2,87	1,14	0,71	1,05	24,42	9,88	7,55
Z_24	5,43	19,28	11,30	3,81	4,20	9,05	6,11	1,32	0,78	2,49	1,50	0,50	0,44	7,73	2,88	2,00
Z_7	3,86	12,30	7,20	2,39	2,25	5,77	3,55	1,12	0,18	2,31	0,73	0,65	0,32	7,06	1,55	1,79
Z_1	2,92	13,71	7,12	2,98	2,85	7,88	4,11	1,26	0,31	1,07	0,69	0,21	0,33	4,57	1,92	1,25
Z_19	4,67	17,22	10,83	3,86	2,44	8,33	4,82	1,29	0,44	1,94	0,89	0,48	0,52	2,47	1,38	0,65
Z_18	3,13	13,31	6,58	2,57	2,17	4,75	3,36	0,75	0,36	0,99	0,58	0,18	0,54	9,72	3,86	2,90
Z_6	2,05	20,19	12,66	4,03	1,84	6,44	5,12	1,17	0,10	0,91	0,52	0,24	0,99	10,77	3,71	3,50
Z_8	5,28	26,05	17,20	6,04	4,89	10,68	7,84	1,86	0,34	1,45	0,84	0,33	0,41	43,33	18,91	14,49
Z_10	3,63	15,97	8,09	2,70	2,99	5,60	4,12	0,71	0,30	1,91	0,66	0,43	0,30	1,66	0,99	0,53
Z_23	7,05	19,30	15,02	3,15	3,47	6,47	4,82	0,85	0,35	1,79	0,64	0,38	0,69	1,91	1,31	0,49
Z_16	7,74	29,98	18,73	5,30	4,25	10,22	5,95	1,43	0,21	9,57	1,15	2,54	0,64	94,55	8,76	25,79
Z_15	7,66	21,79	15,46	3,83	4,22	8,49	5,65	1,36	0,30	3,73	0,95	0,88	0,66	11,59	2,73	2,80

Podobnie jak dla wód powierzchniowych, także i dla wód podziemnych dokonano analizy wskaźników, dla których pomiary wykonano *in situ* w terenie. Dla torfowiska **Ciemińskie Błota** rozkład zmienności w czasie odczynu wody (Ryc. 2.107) potwierdza niewielkie oscylacje w wynikach w ramach danego punktu pomiarowego a także niewielkie różnice pomiędzy wszystkimi punktami. Zanotowane zmiany są na tyle małe, że nie można również wnioskować o zmianach sezonowych, jest to parametr w miarę stały. Odczyn wody w całym okresie pomiarowym był lekko kwaśny lub obojętny. Z kolei analiza wyników dla przewodnictwa elektrolitycznego (Ryc. 2.108) pozwoliła na wyróżnienie trzech grup punktów. Z jednej strony jest punkt C13, charakteryzujący się stałymi wartościami przewodnictwa w ciągu całego okresu badawczego na poziomie od 50 do 65 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Do drugiej grupy punktów zaliczono C8 i C17, leżące najbliżej jeziora Łebsko i charakteryzujące się kilkukrotnie wyższymi wartościami przewodnictwa w porównaniu do pozostałych punktów. Dla punktów tych uzyskano wartości z przedziału 131-577 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Wartości te utrzymują się na wysokim poziomie przez cały okres badawczy, brak widocznych fluktuacji. Pozostałe punkty można zaliczyć do trzeciej grupy – pośredniej pomiędzy dwoma poprzednimi.



Ryc. 2.107. Wielkość odczynu pH w wodach podziemnych torfowiska Ciemińskie Błota w latach 2018-2021



Ryc. 2.108. Wielkość przewodności właściwej w wodach podziemnych torfowiska Ciemińskie Błota w latach 2018-2021

W przypadku **Torfowiska Kluki** analiza uzyskanych wyników dla odczynu pH (Ryc. 2.109) pozwoliła na wyciągnięcie wniosku, że rozkład zmienności w czasie uzyskanych wyników wykazuje niewielkie oscylacje, zarówno w ramach danego punktu pomiarowego, jak też niewielkie różnice pomiędzy wszystkimi punktami. Jedynie punkty K1 i K12, położone najbardziej na północy torfowiska wykazują nieznacznie stałe niższe wartości pH w stosunku do pozostałych punktów (są to różnice rzędu 1-1,5 w skali pH). Z kolei analiza czasowa przewodnictwa (Ryc. 2.110) pozwoliła na wyróżnienie dwóch grup punktów badawczych. Do jednej zaliczono punkty zlokalizowane w południowej części torfowiska - K7, K21, K13 i K4. Charakteryzują się one 2-3 krotnie niższymi wartościami przewodnictwa w stosunku do pozostałych punktów tworzących drugą grupę. Jednocześnie na tych punktach zaznaczył się wzrost przewodnictwa w sierpniu 2020 roku, czego nie zanotowano w punktach z północnej i środkowej części torfowiska.

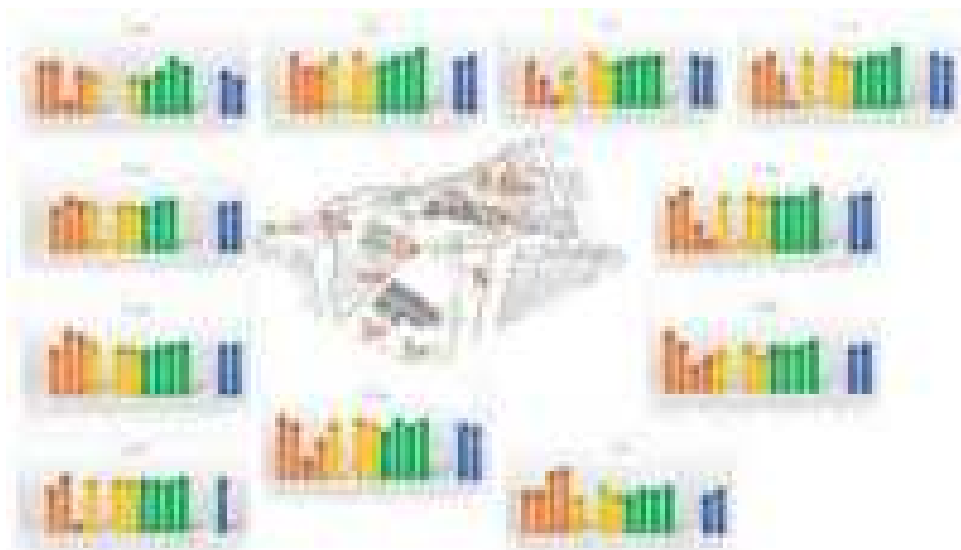


Ryc. 2.109. Wielkość odczynu pH w wodach podziemnych Torfowiska Kluki w latach 2018-2021

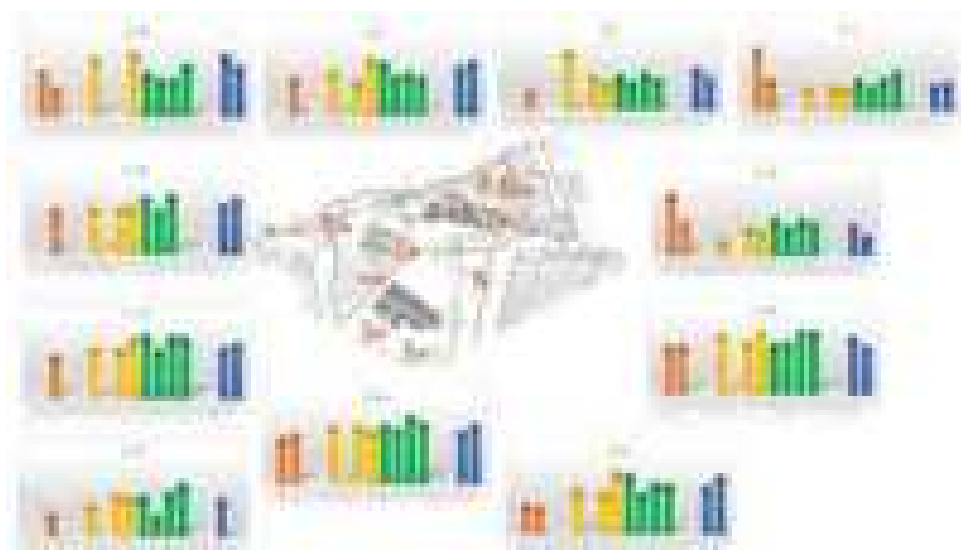


Ryc. 2.110. Wielkość przewodności właściwej w wodach podziemnych Torfowiska Kluki w latach 2018-2021

Ostatnie z analizowanych torfowisk – **Wielkie Bagno** (Żarnowska) w przypadku odczynu wody (Ryc. 2.111) charakteryzuje się stałością tego parametru w czasie i w przestrzeni. Widoczne są niewielkie fluktuacje, na poszczególnych punktach pomiarowych, ale w różnym czasie. Zmiany te nie są jednak znaczące. W punkcie Z15 notowane wartości odczynu pH są o około 1 stopień większe niż na pozostałych punktach. Analiza czasowa i przestrzenna przewodnictwa (Ryc. 2.112) wskazała na odrębność punktów zlokalizowanych na południu torfowiska Z8, Z 15 i Z16 w stosunku do punktów z północnej części. Na wymienionych punktach przewodnictwo było około dwukrotnie wyższe niż na pozostałych punktach pomiarowych.



Ryc. 2.111. Wielkość odczynu pH w wodach podziemnych Wielkiego Bagna (Żarnowska) w latach 2018-2021



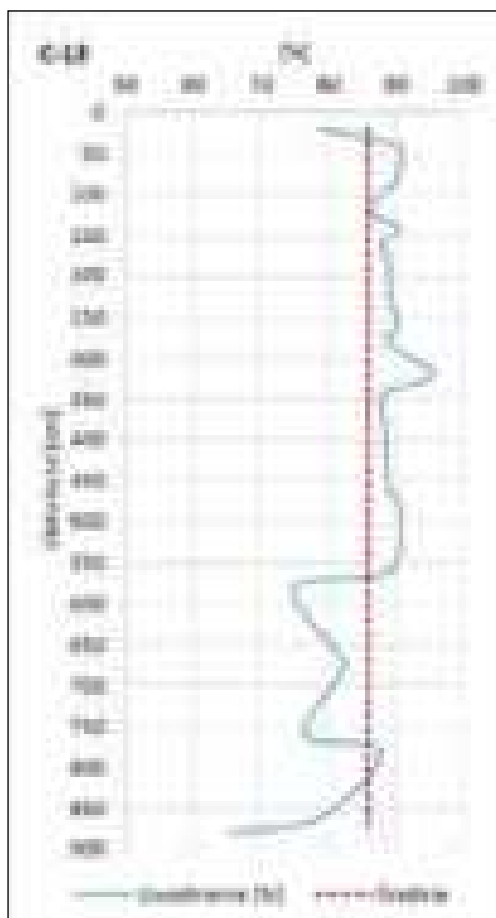
Ryc. 2.112. Wielkość przewodności właściwej w wodach podziemnych Wielkiego Bagna (Żarnowska) w latach 2018-2021

Uwodnienie torfu

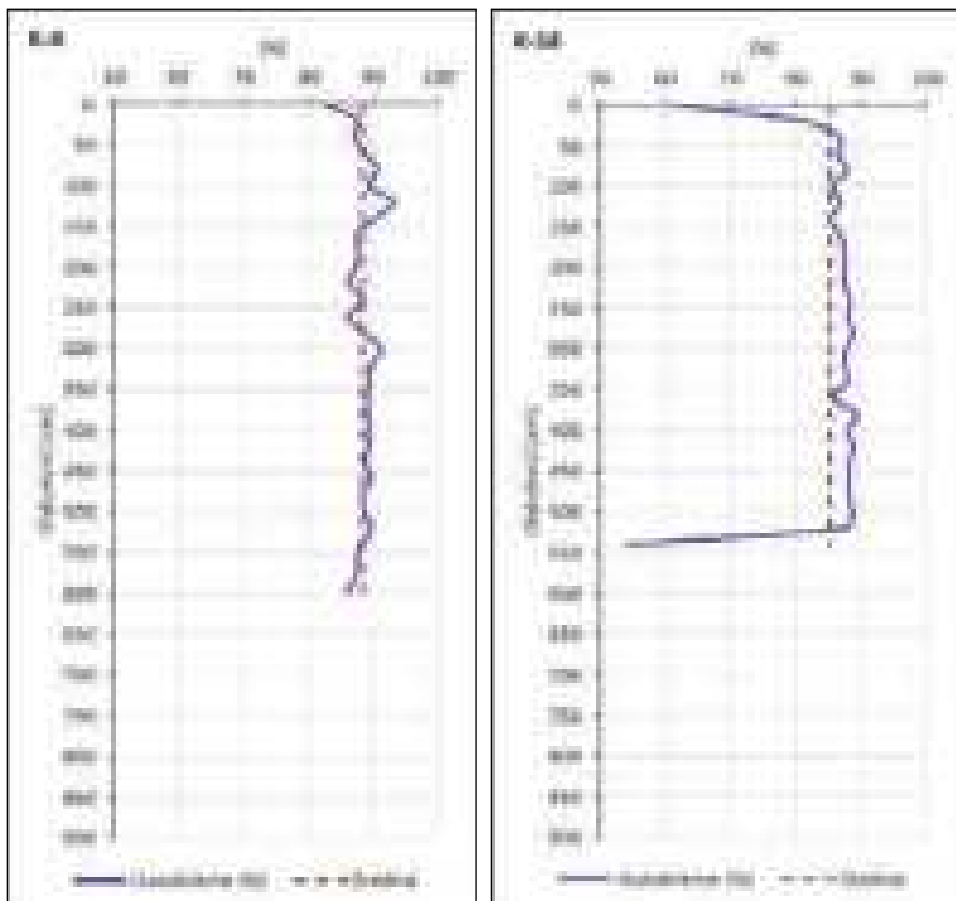
W okresie badań wykonano także pomiary miąższości warstwy torfu oraz pobrano próbki do analizy uwodnienia torfu metodą prażenia.

Średnie uwodnienie całego złoza torfowego na Ciemińskich Błotach i Torfowisku Kluki wyniosło 86%, zaś na Wielkim Bagnie 88%. Z reguły mniejsze urozmaicenie zmienności uwodnienia wraz z głębokością występuje na torfie porośłym przez las, większa zmienność widoczna jest na otwartym torfie, na kopule. Niższe uwodnienie przy powierzchni wynika z utraty retencji w wyniku mineralizacji torfu, w murszu. Wtedy też torf posiadał uwodnienie na poziomie 60-80%. W głębszych partiach spadki zaznaczają się w miejscach występowania torfu zagytionego lub będącego w kontakcie z podłożem mineralnym lub w utworach organicznych z kawałkami drewna. W efekcie możliwy jest spadek do wartości poniżej 60%. W pozostałej części pionu wartości mieszczą się w granicach 80-90%.

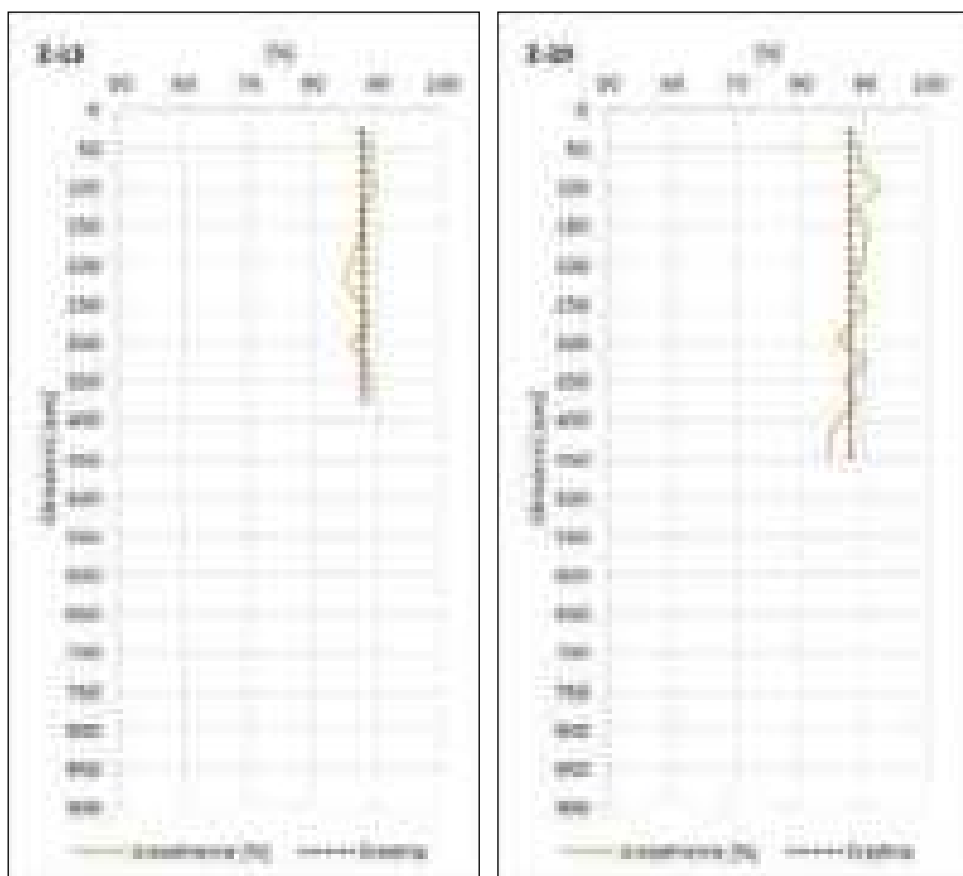
Na poniższych Ryc. 2.113, 2.114 i 2.115 pokazano zróżnicowanie uwodnienia torfu w pionie dla wybranych punktów pomiarowych na wszystkich trzech torfowiskach.



Ryc. 2.113. Zróżnicowanie uwodnienia torfu na Ciemińskich Błotach w profilu leśnym (C4) i na kopule torfowiska (C13) w wybranych punktach pomiarowych



Ryc. 2.114. Zróżnicowanie uwodnienia torfu na Torfowisku Kluki w profilach leśnych (K4 i K16) w wybranych punktach pomiarowych

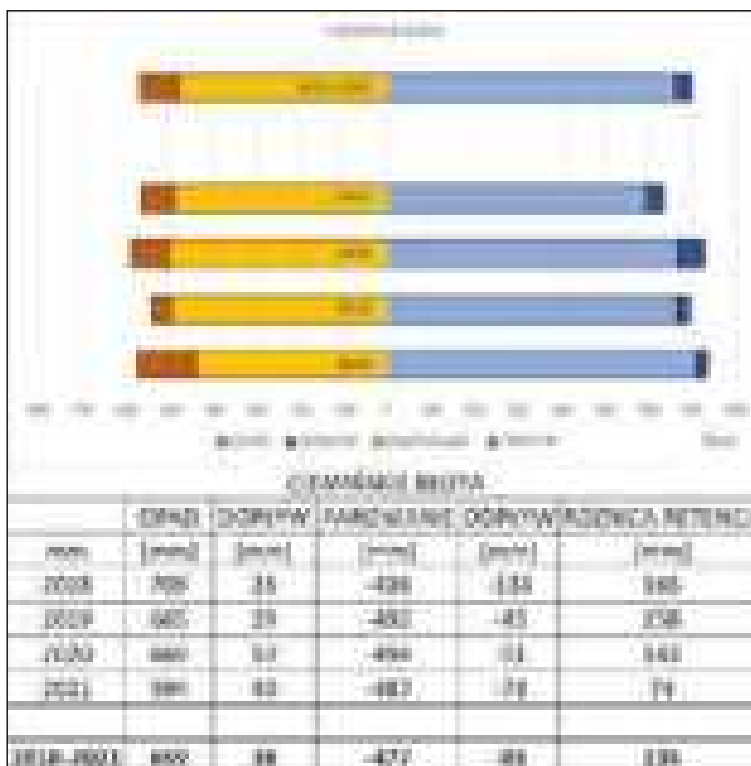


Ryc. 2.115. Zróżnicowanie uwodnienia torfu na Wielkim Bagnie w profilu leśnym (Z13) i na kopule torfowiska (K16) w wybranych punktach pomiarowych

Bilans wodny

Bilans wodny jest najlepszą formą do oceny obiegu wody w przyrodzie, w tym wypadku na poszczególnych torfowiskach. Daje jednocześnie możliwość rozróżnienia zasobów wody na przychody i rozchody (odpływy). W efekcie możliwa jest ocena kondycji hydrologicznej danego obiektu. Do celów niniejszej pracy zdecydowano się na obliczenia bilansu przy wykorzystaniu danych z posterunku w Gaci. Odstąpienie od danych ze stacji w Łebie wynikało ze zbyt wysokich wartości parowania, które budziły wątpliwość, a nie można było ich we właściwy sposób zweryfikować.

Dla pierwszego z analizowanych torfowisk – **Ciemnińskich Błot** zauważyć można, że dla całego okresu pomiarowego tj. lat 2018-2021 był on dodatni, a różnica retencji wyniosła 135 mm. Rozpatrując z kolei poszczególne lata, one również były dodatnie, a różnica retencji wahała się od 74 mm w roku 2021 do 165 mm w roku 2018 (Ryc. 2.116). Dwa pozostałe lata pod względem różnicy retencji były zbliżone do roku 2018. Uzyskano dla wartości na poziomie 158 mm (rok 2019) i 143 mm (rok 2020). Widać jednocześnie, że elementami dominującymi w przychodzie jak i rozchodzie jest wymiana pionowa (opad i parowanie).



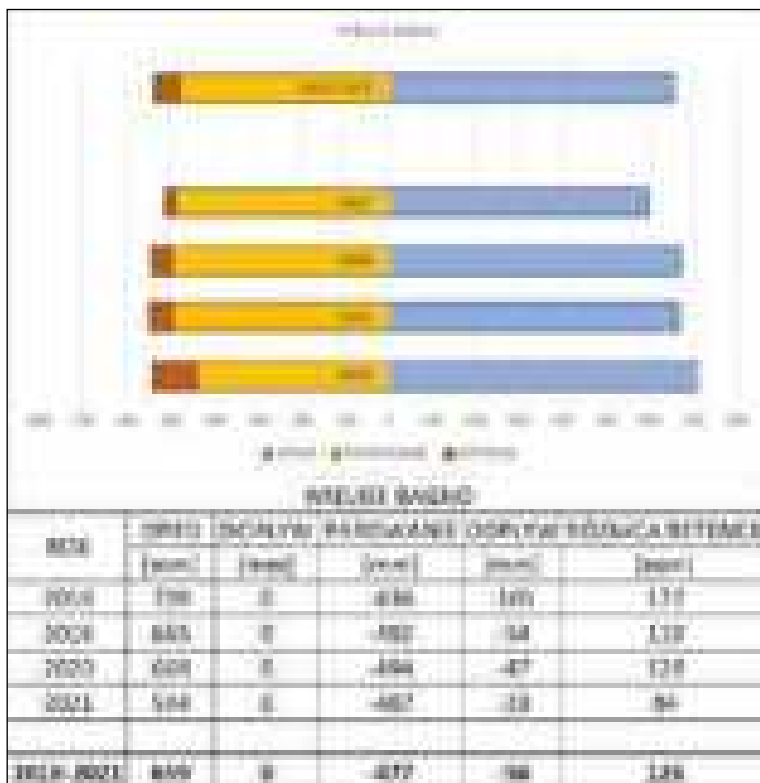
Ryc. 2.116. Bilans wodny torfowiska Ciemińskie Błota obliczony dla lat 2018-2021

Podobnie ma się rzecz z **Torfowiskiem Kluki**, gdzie bilans wodny dla całego okresu pomiarowego był dodatni. Różnica retencji dla tego obiektu była na zbliżonym poziomie do poprzednio omawianego terenu i wyniosła 122 mm. Rozpatrując poszczególne lata, widać dla wszystkich z nich dodatni bilans, choć dla dwóch lat różnica retencji była niewielka w porównaniu do dwóch pozostałych. Dla roku 2019 i 2021 różnica retencji wyniosła 51 mm i 61 mm, zaś dla roku 2018 i 2020 odpowiednio 280 i 176 mm (Ryc. 2.117). Daje to różnicę trzy - sześciokrotną. Tu również jak dla torfowiska Ciemińskie Błota obserwuje się dominację opadu atmosferycznego i parowania w wielkości doprowadzanej i odprowadzanej wody (mają największy udział procentowy ze wszystkich komponentów).



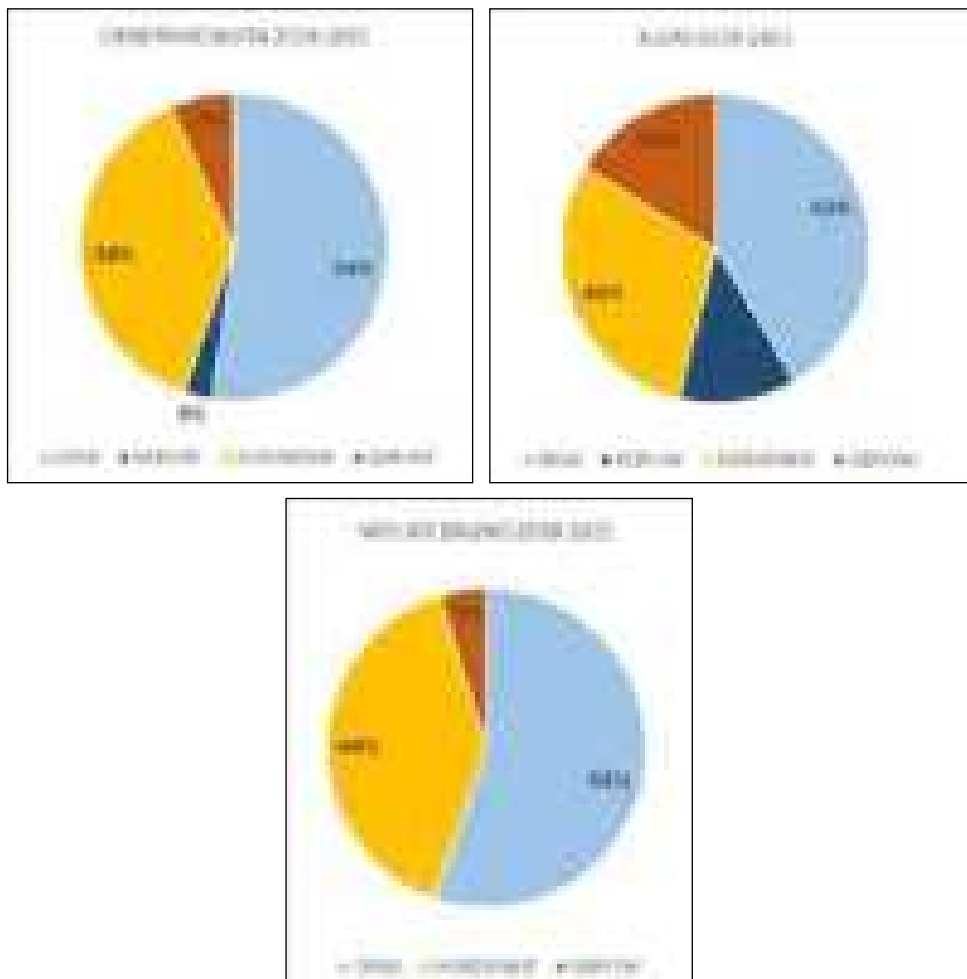
Ryc. 2.117. Bilans wodny Torfowiska Kluki obliczony dla lat 2018-2021

Ostatnie z torfowisk – **Wielkie Bagno** (Żarnowska) także charakteryzowało się dodatnim bilansem wodnym. Wielkość różnicy retencji dla całego okresu pomiarowego wyniosła 126 mm i była zbliżona do dwóch pozostałych torfowisk. Rozpatrując poszczególne lata także wszystkie miały dodatni bilans wodny. Jednakże rok 2021 nieco odbiega od pozostałych. W tym czasie jego różnica retencji wyniosła zaledwie 84 mm, gdy dla pozostałych lat osiągnęła wartości na poziomie 172 mm (rok 2018), 119 mm (rok 2019) i 128 mm (rok 2020) (Ryc. 2.118). Co ciekawe po stronie przychodu mamy tylko jeden element w postaci opadów atmosferycznych, zaś po stronie rozchodów dominuje parowanie.



Ryc. 2.118. Bilans wodny Torfowiska Wielkie Bagno obliczony dla lat 2018-2021

Analizując element przychodu i rozchodu zauważyć można, że w przypadku Ciemińskich Błot i Torfowiska Żarnowska dominuje wymiana pionowa, zaś w przypadku Torfowiska Kluki pewne znaczenie nabiera wymiana horyzontalna. Dla wszystkich trzech torfowisk odnotowano wyższe wartości opadów atmosferycznych w stosunku do wielkości parowania. Dla Ciemińskich Błot wielkość opadów stanowiła 52% sumy przychodu i rozchodu, zaś parowania 38%. Z kolei wielkość udziału dopływu wyniosła 3%, a odpływu 7%. Drugie z analizowanych torfowisk – Kluki charakteryzowało się udziałem opadów atmosferycznych na poziomie 42%, zaś parowania na poziomie 30%, natomiast dopływu i odpływu odpowiednio 12 i 16%. Ostatnie z torfowisk – Żarnowska nie posiadało dopływu horyzontalnego, zaś udział odpływu wyniósł zaledwie 5%. Z kolei opad i parowanie charakteryzowało się udziałem na poziomie 55% i 40% (Ryc. 2.119).



Ryc. 2.119.

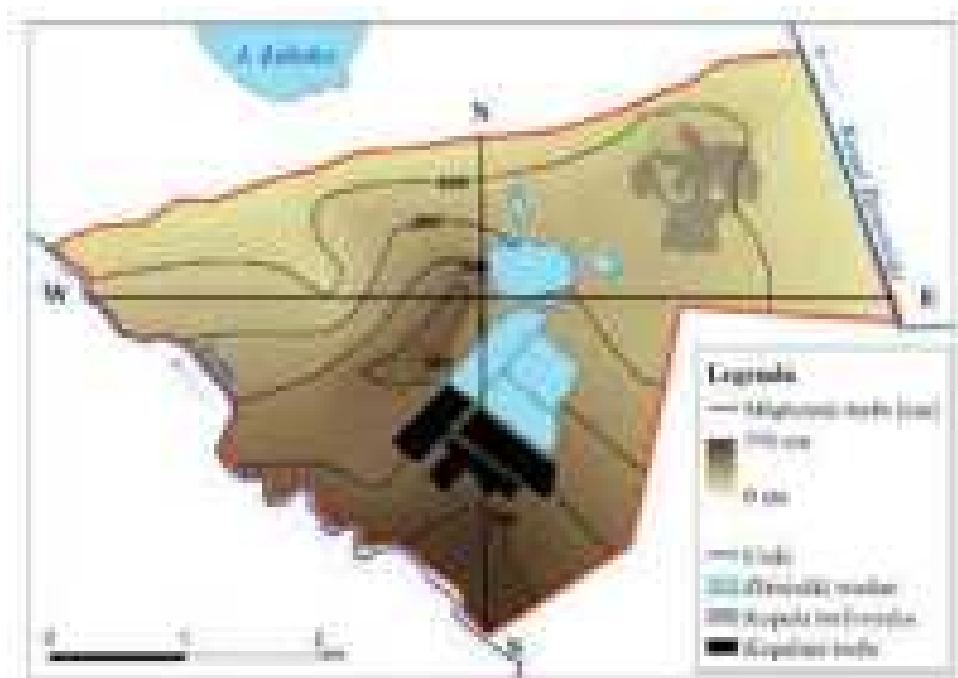
Reasumując, uzyskane wartości bilansów wodnych dla trzech badanych torfowisk wskazują, że ich kondycja hydrologiczna jest dobra. Każdego roku zaobserwowano nadwyżki wody, co świadczy, że w skali roku lub dłuższego okresu czasu zasoby wodne mają wystarczającą ilość do prawidłowego funkcjonowania torfowisk. Niestety zagłębiając się w rozkłady miesięczne widać, że szczególnie w okresie lata pozbawiane są one odpowiedniej ilości wody, co może prowadzić do okresowego przesuszenia. Powtarzające się tego typu sytuacje mogą prowadzić do degradacji torfowisk. Jednocześnie głównym źródłem zasilania jest opad atmosferyczny, zaś strat parowanie. Może mieć to w przyszłości bardzo niekorzystne efekty, co będzie wynikać z obserwowanej zmiany klimatu. Bardzo niekorzystne w tym kontekście

są deszcze nawałne i pojawiające się coraz częściej zjawiska suszy. Z kolei niewielkie ilości wody odpływającej drogą horyzontalną (poprzez sieć kanałów i rowów odwodnieniowych) jest bardzo korzystna w kontekście rozwoju torfowisk. Pozostaje jeszcze problem wód podziemnych w torfowiskach, które niestety ciągle zalegają zbyt nisko i mają znaczne wahania w ciągu roku.

Wybrane formy retencji wody

W związku z tym, że najważniejszą funkcją torfowisk jest możliwe okresowe przetrzymywanie wody na swoim terenie (retencja) postanowiono przeanalizować uzyskane wyniki pod tym kątem. Zdecydowano się na określenie różnych form retencji na przykładzie Wielkiego Bagna (Żarnowska).

Jedną z ważniejszych form retencji jest retencja gruntowa tj. określenie ilości wody magazynowanej w warstwie torfu. Zasoby torfu na omawianym obszarze określono na 30,5 mln m³, zaś średnią głębokość zalegania osadów torfowych na 220 cm, z maksimum obserwowanym na południu i w centralnej części torfowiska i minimum w jego północnej części (Ryc. 2.120).



Ryc. 2.120. Miąższość torfu na Wielkim Bagnie (Żarnowska)

Średnie uwodnienie torfu w latach 2018 i 2019 wyniosło 86,5%, zatem zasoby wodne występujące w złożu torfowym określono na **26 mln m³**. Uwodnienie zostało poddane analizie w różnych miesiącach, jednak nie odnotowano istotnych różnic między półroczem mokrym a suchym.

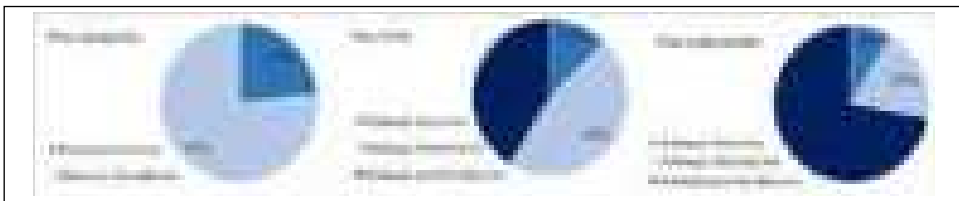
Torfowisko wypełniają liczne obiekty pochodzenia antropogenicznego, takie jak rowy melioracyjne i zbiorniki poeksploatacyjne, które mogą zmagazynować znaczne ilości wody. Przy średnim stanie wody ich objętość wynosi **72 143 m³**. Maksymalna możliwość retencyjna rowów w okresie wilgotnym wzrasta do 189 852 m³, zaś w okresie niskiego stanu retencji (lato-jesień) jedynie największe i najgłębsze rowy opaskowe, znajdujące się w północnej oraz centralnej części torfowiska pozostają wypełnione wodą, a ich objętość zmniejsza się do 42 421 m³.

Na torfowisku, jak już wcześniej wspomniano, znajduje się 6 wyrobisk potorfowych wypełnionych wodą. Przy wysokim stanie wody łącznie są w stanie zmagazynować maksymalnie **430 000 m³**. Podczas okresów suchych objętość wody w zbiornikach zmniejsza się i wynosi wówczas 138 000 m³. Średnia zdolność retencyjna zbiorników wynosi 269 000 m³.

Łącznie wszystkie obiekty antropogeniczne (kanały i rowy, zbiorniki potorfowe) są w stanie zmagazynować maksymalnie **620 000 m³** wody, z czego na zbiorniki poeksploatacyjne przypada 70% udziału.

Kolejną formą retencji, silnie powiązaną z warunkami hydrometeorologicznymi jest retencja powierzchniowa. Zdarzają się okresy, kiedy woda znajduje się bezpośrednio na powierzchni zalewając znaczne powierzchnie torfowiska.

Woda znajdująca się w strefie katotelmu (poniżej minimalnej rzędnej zwierciadła) praktycznie nie bierze udziału w obiegu wody na torfowisku (Kowalewski 2017). Jej wartość jest stała i dla Torfowiska Żarnowska jak już wcześniej wspomniano wynosi około 26 mln m³. Z kolei rozkład retencji powierzchniowej, korytowej oraz zbiornikowej jest silnie zależny od warunków hydrometeorologicznych panujących na omawianym obszarze. Podczas najwyższego stanu retencji, przeważa retencja powierzchniowa, która stanowi 72 % (Ryc. 2.121). W tym czasie 60 % powierzchni torfowiska jest zalana lub podmokła. Woda zmagazynowana w zbiornikach zajmuje 19 %, zaś w rowach i kanałach 9 %. Podczas średniego stanu retencji sytuacja zmienia się. Procentowy udział retencji powierzchniowej zmniejsza się do 41 %, z kolei udział retencji zbiornikowej wzrasta do 46 %. W przypadku minimalnego stanu retencji, najwięcej wody było zmagazynowane poprzez zbiorniki poeksploatacyjne (77%) oraz rowy i kanały (23 %). W tym czasie torfowisko jest przesuszone, zatem nie zaobserwowano obszarów podmokłych.



Ryc. 2.121. Rozkład poszczególnych retencji na Wielkim Bagnie (Żarnowska)

Całkowita ilość wody zgromadzonej w na tym torfowisku wyniosła 26,7 mln m³. Oczywiście są to wartości szacunkowe i prawdopodobnie zaniżone, gdyż nie wszystkie formy retencji zostały uwzględnione, choćby mikroretencja.

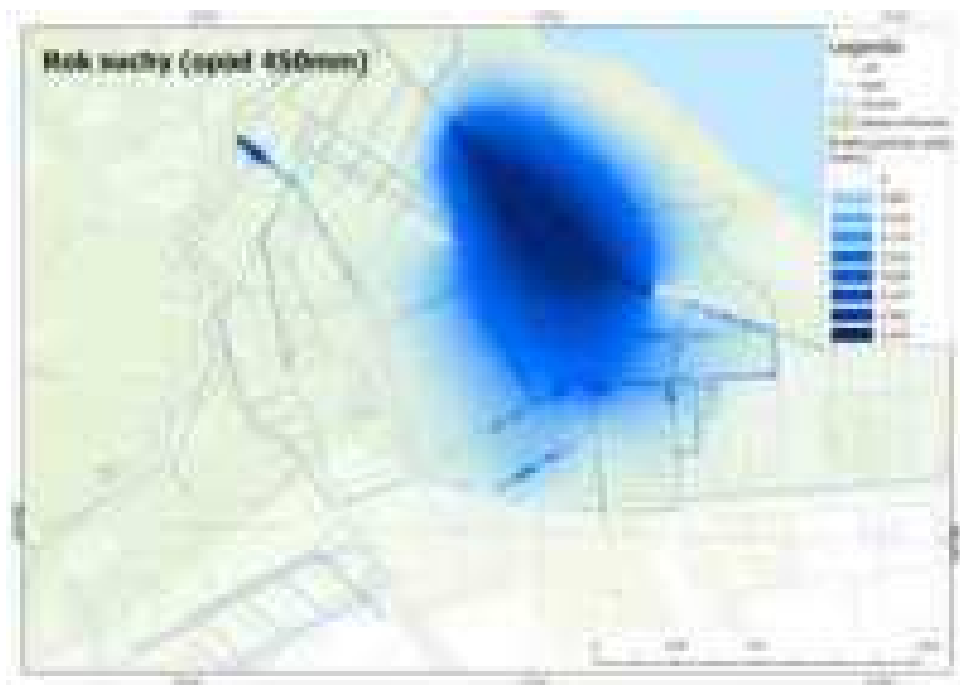
Możliwe scenariusze zmian hydrologicznych

W związku z tym, że torfowiska są niezwykle ważnymi obiektami w przestrzeni geograficznej, stanowią współcześnie systemy, co do których człowiek prowadzi liczne prace renaturyzacyjne. Najważniejszym z założeń takich prac jest polepszenie warunków wodnych na torfowiskach, a przede wszystkim podniesienie poziomu wód podziemnych w złożach torfowisk. W związku z tym na torfowiskach dąży się do zatrzymania jak największej ilości wody (zahamowanie dróg ucieczek wody), a także ustabilizowanie stanów wód podziemnych, tak, aby zalegały one płytko pod powierzchnią gruntu i miały niewielkie fluktuacje rozpatrywane w skali dobowej, miesięcznej i rocznej. Wymiernym efektem takich prac powinno być także podniesienie poziomu wód w kanałach i rowach odwodnieniowych. Ważne jest także, aby woda wypełniała większość obiektów liniowych. W chwili obecnej są one najczęściej suche i rzadko prowadzą jakiegokolwiek wody. W związku z tym najczęściej wykorzystuje się metodę przetamowania rowów i kanałów, bądź ich zasypywanie. Ma to spowodować podniesienie się poziomu wód podziemnych i okresowo stagnowanie ich na powierzchni terenu. Co ważne, wszystkie te działania prowadzone są w dobie zmiany klimatu, która nie tylko powoduje zmiany termiczne powietrza na świecie, ale także zmiany wielkości opadów. W naszych szerokościach geograficznych przewiduje się wzrost ilości opadów atmosferycznych, lecz będą one nieregularne w czasie. Z drugiej strony wzroście wielkość parowania, co jest bardzo niekorzystne dla torfowisk. W konsekwencji obserwowane będą coraz częściej zjawiska ekstremalne w postaci deszczy nawalnych i okresów suszy.

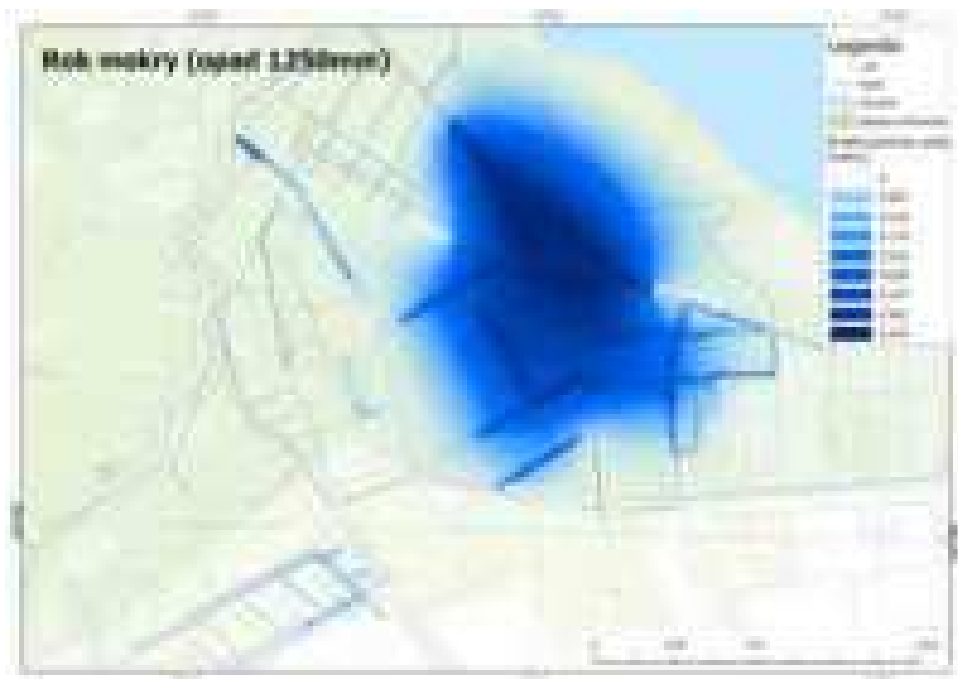
Dla lepszego zobrazowania powyższych stwierdzeń na obszarze badań wykonano obliczenia zmian poziomu wody na torfowiskach i ich wizualizację w oparciu o różne scenariusze wielkości dopływu atmosferycznego (model ModFlow, por. szczegóły w opisie metod). Założono występowanie okresów suchych (do 450 mm opadu), okresów normalnych – średnich (600 mm opadu) i wilgotnych (1250 mm opadu). Porównywano modelowany układ lustra wody w torfie w przypadku wykonania działań ochronnych (przetamowania) i w przypadku braku działań.

Porównanie modelowanego poziomu wody pokazuje, że prawdopodobnie uda się uzyskać poprawę uwodnienia wszystkich kompleksów torfowych, ale na niektórych z nich konieczne są do tego lata mokre.

Dla torfowiska Ciemińskie Błota prognozuje się wymierny efekt w postaci wzrostu poziomu wód podziemnych, osiągalny zarówno w latach suchych, jak w latach mokrych (Ryc. 2.122, 2.123). Być może na taki stan rzeczy wpływa obecna kondycja torfowiska. To właśnie ono ma w tej chwili najlepszy stan wodny.



Ryc. 2.122. Prognozowana zmiana poziomu wody podziemnej na torfowisku Ciemińskie Błota w roku suchym

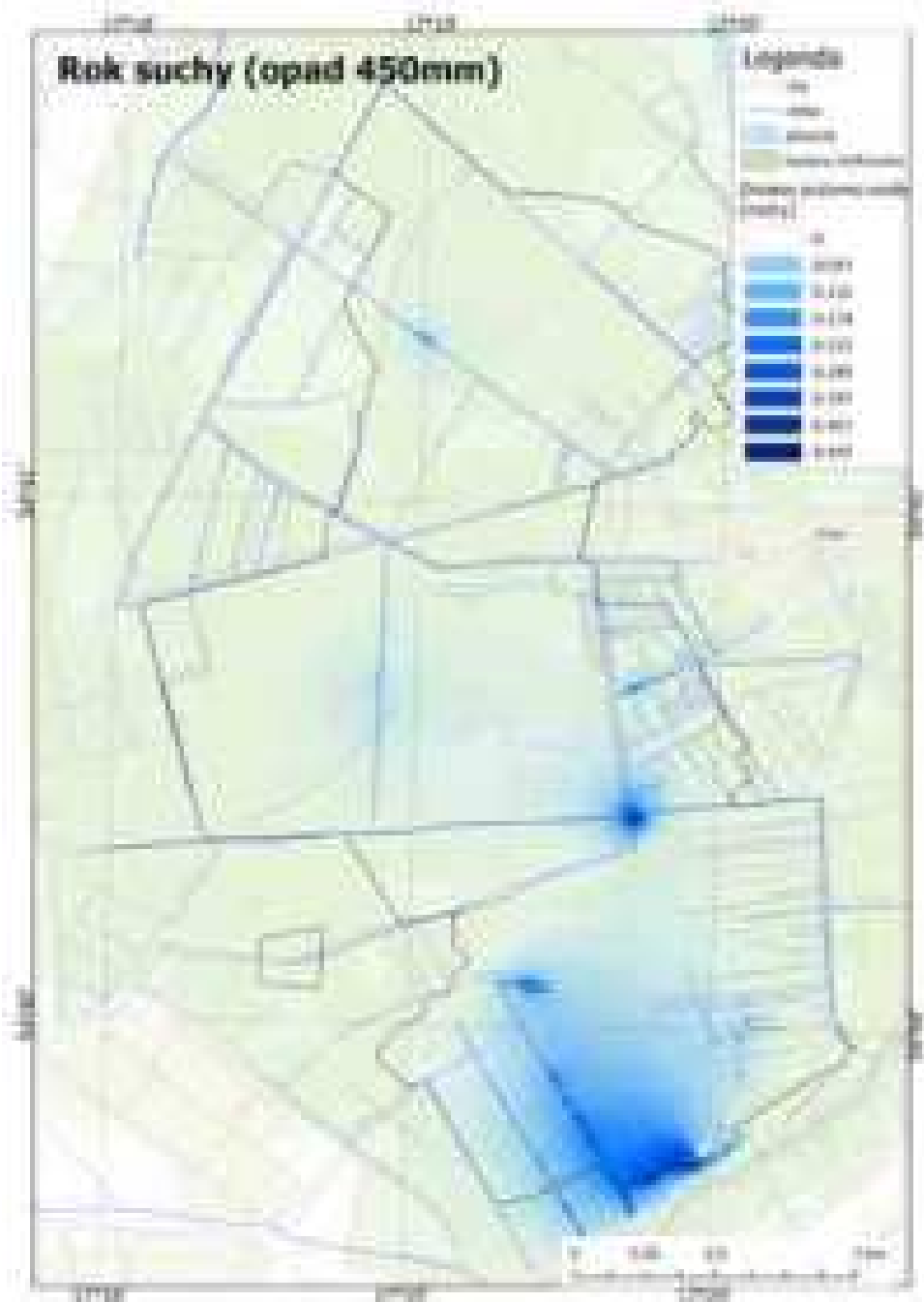


Ryc. 2.123. Prognozowana zmiana poziomu wody podziemnej na torfowisku Ciemińskie Błota w roku mokrym

Oczywiście pewna różnica pomiędzy okresem suchym a mokrym jest widoczna, choćby we wzroście powierzchni na której znajduje się woda (większe zasięgi). W okresie suchym dotyczyło to przede wszystkim centralnej części torfowiska, zaś w okresie mokrym rozbudował się o obszary z siecią kanałów zlokalizowanych na południe od części centralnej.

Z kolei na Torfowisku Kluki widać większe różnice w obrazie potencjalnej sieci hydrograficznej, zależnie od opadów. W okresie suchym więcej wody podziemnej na powierzchni widać tylko w południowym krańcu torfowiska oraz w jednym miejscu przy Kanale C9, zaś w okresie mokrym poprawa dotyczy przeważającej części południowej torfowiska oraz części centralnej (Ryc. 2.124, 2.125).

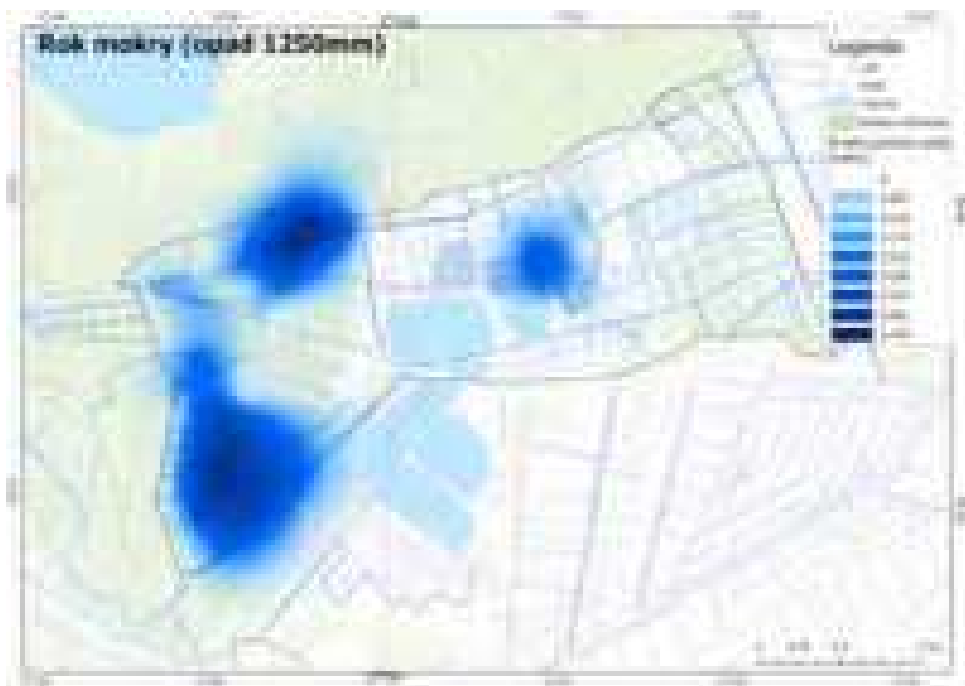
Ostatnie z torfowisk – Wielkie Bagno (Żarnowska), charakteryzowało się bardzo podobnym układem do Torfowiska Kluki. W okresie suchym wyższe poziomy wód podziemnych prognozuje się na niewielkiej powierzchni w zachodnim krańcu torfowiska oraz na północy. Z kolei w okresie mokrym powierzchnie te byłyby już znacznie większe i obejmowałyby obszar zlokalizowany w zachodniej i północno – zachodniej części, a także w części centralnej, gdzie nagromadzona jest znaczna ilość kanałów i rowów (Ryc. 2.126, 2.127).



Ryc. 2.124. Prognozowana zmiana poziomu wody podziemnej na Torfowisku Kluki w roku suchym



Ryc. 2.126. Prognozowana zmiana poziomu wody podziemnej na Wielkim Bagnie (Żarnowska) w roku suchym



Ryc. 2.127. Prognozowana zmiana poziomu wody podziemnej na Wielkim Bagnie (Żarnowska) w roku mokrym

Podsumowując cały rozdział dotyczący hydrologii wybranych torfowisk wysokich typu bałtyckiego należy stwierdzić, że sytuacja na torfowiskach nie jest zadowalająca. Pomimo, że dla całego okresu badawczego obliczenia wykazały dodatni bilans wodny, to poprzez nieregularny dopływ zasilania atmosferycznego (zmniejszone dostawy w okresie ciepłym, jak i zróżnicowanie dla poszczególnych lat – lata suche i wilgotne) warunki wodne są zmienne. A przecież w zasadzie opad atmosferyczny jest głównym źródłem zasilania tych torfowisk. Szczególnie okres ciepły, gdzie poza zmniejszoną dostawą wody na torfowiska obserwuje się zwiększenie parowania, które prowadzi często do przesuszenia torfu. Wpływa to bardzo niekorzystnie na funkcjonowanie przyrodnicze torfowisk. Przyczyną niedoborów wody są czynniki klimatyczne, których nie można zmienić czy poprawić. W konsekwencji w całym okresie badawczym notowano okresy bardzo wilgotne (np. jesień 2017 roku), jak również bardzo suche (np. lato 2019 i 2020 roku). W tym drugim przypadku prowadzi to m.in. do wysychania rowów odwadniających i zmniejszenie zdolności retencyjnych torfowisk, co widać w zmieniającej się sezonowo powierzchniowej sieci hydrograficznej. Pewną rolę w niedoborach wody na torfowiskach pełni ucieczka wody poprzez wybrane rowy i kanały np. na Torfowisku Kluki jest to Kanał C9. Kolejnym problemem są nisko zalegające wody podziemne w złożach torfu. Nie dość tego, wahania wód podziemnych są znaczne, tak w zmienności rocznej, jak i miesięcznej. Są one mocno powiązane z warunkami pluwiometrycznymi. Woda podziemna dość szybko reaguje na opad atmosferyczny, chyba, że torfowisko jest przesuszone. W takim wypadku w pierwszej kolejności uzupełniane są zasoby (ich niedobory) samych torfowisk. Niestety nieregularne wielkości opadów atmosferycznych i silna presja człowieka związana z odwodnieniem tych torfowisk w przeszłości prowadzi do znacznych fluktuacji wód podziemnych, które są bardzo niekorzystne dla roślinności porastającej te torfowiska. Nie mieszczą się w zakresie „idealnych” zmienności poziomów wód podziemnych o których wspomina literatura przedmiotu, a które powinny prowadzić do rozwoju i prawidłowego funkcjonowania torfowisk. W związku z tym, że wszystkie analizowane torfowiska zostały w większym lub mniejszym stopniu przekształcone antropogenicznie, wpływ na głębokość wód podziemnych ma układ istniejącej sieci hydrograficznej oraz lokalizacja w pobliżu dużego zbiornika wodnego. Ponadto, na głębokość zalegania wód gruntowych znacząco wpływa rodzaj pokrycia terenu. Najniższe poziomy wód gruntowych występują w tych częściach torfowiska, które porośnięte są drzewami, natomiast najwyższy poziom wody w bezdrzewnych, otwartych przestrzeniach (Mikhaylov i in., 2007),

Co ważne najlepszą retencję zachowują Ciemińskie Błota. W przypadku dwóch pozostałych torfowisk widać większą antropopresję, która wpływa istotnie na warunki wodne. Pewne fragmenty torfowisk w określonych okresach zachowują dodatkowo więź hydrauliczną z jeziorem, co przejawia się zmianami stanów wody, jak i stanem jakościowym. Najlepsze warunki wodne (wyższy poziom wód podziemnych) występują w centralnych częściach terenu (kopuły) i pogarszają się w okoli-

cach okrajka, co jest potwierdzeniem choćby badań Ivanowa (1953). Reasumując, tylko w okresie wysokiej retencji istnieją na badanych torfowiskach odpowiednie warunki do prawidłowego wzrostu roślinności właściwej dla tych obszarów.

LITERATURA

- BEYER C., HÖPER H. 2014. Greenhouse gas emissions from rewetted bog peat extraction sites and a Sphagnum cultivation site in Northwest Germany. *Biogeosciences Discuss.* 11: 4493-4530. DOI:10.5194/bgd-11-4493-2014.
- BORÓWKA R.K., ROTNICKI K. 2000. Objąsnienia do Szczegółowej mapy geologicznej Polski 1: 50 000, ark. Główny (11), Ministerstwo Środowiska i Państwowy Instytut Geologiczny, 34, Warszawa.
- BROOKS R.T. 2004. Weather-related effects on woodland vernal pool hydrology and hydroperiod. *Wetlands*. 24 (1): 104-114. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2004\)024\[0104:WEOWVP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2004)024[0104:WEOWVP]2.0.CO;2)
- BROOKS R.T., HAYASHI M. 2002. Depth-area-volume and hydroperiod relationships of ephemeral (vernal) forest pools in southern New England. *Wetlands*. 22 (2): 247-255. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2002\)022\[0247:DAVAHR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2002)022[0247:DAVAHR]2.0.CO;2)
- CHŁOST I., SIKORA M. 2015. The impact of anthropogenic pressure on the change of water relations in Gardno-Łeba lowland. *Quaestiones Geographicae*. 34 (3): 17-31.
- CHOJNICKI B.H., HAREND A.K.M., SAMSON M., SŁOWIŃSKA S., SŁOWIŃSKI M., LAMENTOWICZ M., STROŻECKI M. 2017. Eksperyment manipulacyjny jako narzędzie oceny wpływu zmian klimatycznych na emisję CO₂ z torfowiska. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej* 9 (51/2): 47-61.
- CUSELL C., KOOIJMAN A., FERNANDEZ F., WIRDUM G., GEURTS J.J.M., VAN LOON E., KALBITZ K., LAMERS L.P.M. 2014. Filtering fens: Mechanisms explaining phosphorus-limited hotspots of biodiversity in wetlands adjacent to heavily fertilized areas. *Science of The Total Environment*. 481: 129-141. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.032>.
- DĄBROWSKI W., KAROLINCZAK B., MALINOWSKI P., BORUSZKO D. 2019. Modeling of Pollutants Removal in Subsurface Vertical Flow and Horizontal Flow Constructed Wetlands. *Water*. 11 (1): 180. <https://doi.org/10.3390/w11010180>.
- DEMBEK W., PAWLACZYK P., SIENKIEWICZ J., DZIERŻA P. 2004. Obszary Wodno-Błotne, IMUZ Falenty.
- DREWNIAK M., RAJWA-KULIGIEWICZ A., STOLARCZYK M., KUCHARZYK S., ŻELAZNY M. 2018. Intra-annual groundwater levels and water temperature patterns in raised bogs affected by human impact in mountain areas in Poland. *Science of The Total Environment*. 624: 991-1003. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.203>
- GORHAM E., 1991. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications*. 1: 182-195. <https://doi.org/10.2307/1941811>.
- GROOTJANS A.P., WOŁEJKO L. 2007. Conservation of wetlands in Polish agricultural landscapes. *Oficyna In Plus, Szczecin*.

- GUMBRICHT T., ROMAN-CUESTA R.M., VERCHOT L., HEROLD M., WITTMANN F., HOUSEHOLDER E., HEROLD N., MURDIYARSO D. 2017. An expert system model for mapping tropical wetlands and peatlands reveals South America as the largest contributor. *Glob Change Biol.* 2017: 1–19. DOI: 10.1111/gcb.13689.
- HAAPALEHTO T.O., VASANDER H., JAUHIAINEN S., TAHVANAINEN T., KOTIAHO J.S. 2011. The effects of peatland restoration on water-table depth, elemental concentrations, and vegetation: 10 years of changes. *Restoration Ecology*. 19 (5): 587–598. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00704.x>.
- HERBICHOWA M. 2003. Ochrona siedlisk torfowiskowych w sieci Natura 2000. W: Makomaska - Juchiewicz M., Tworek S. (red.). *Ekologiczna sieć Natura 2000. Problem czy szansa*. Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków: 79–91.
- HOLDEN J., CHAPMAN P.J., LABADZ J.C. 2004. Artificial drainage of peatlands: hydrological and hydrochemical process and wetland restoration. *Progress in Physical Geography*. 28 (1): 95–123. <https://doi.org/10.1191/0309133304pp403ra>
- HOLDEN J., EVANS M.G., BURT T.P., HORTON M. 2006. Impact of land drainage on peatland hydrology. *Journal of Environmental Quality*. 35 (5): 1764–1778. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0477>.
- HOPPLE A.M., WILSON R.M., KOLTON M., ZALMAN C.A., CHANTON J.P., KOSTKA J., BRIDGHAM, S. D. 2020. Massive peatland carbon banks vulnerable to rising temperatures. *Nature communications*. 11 (1): 1–7.
- ILNICKI P. 2002. Torfowisko i torf. Wydawnictwo Akademii Rolniczej w Poznaniu, Poznań.
- ILNICKI P., IWANISZYNIEC P. 2002. Emissions of greenhouse gases (GHG) from peatland. In: Ilnicki P. (Ed.). *Restoration of carbon sequestration capacity and biodiversity in abandoned grassland on peatland in Poland*. Publishing House of the Agricultural University in Poznań, Poznań: 19–57.
- INGRAM A.P. 1983. Hydrology. In: Gore A.J.P. (ed.). *Mires: swamp, bog, fen and moor*. Elsevier Sc. Publ. Comp.: 67–158.
- IVANOW K.E. 1953. *Gidrologia bolot*. Gidrometeoizdat, Leningrad.
- JABŁOŃSKA E., WIŚNIEWSKA E., MARCINKOWSKI P., GRYGORUK M., WALTON C.R., ZAK D., HOFFMANN C.C., LARSEN S.E., TREPEL M., KOTOWSKI W. 2020. Catchment-Scale Analysis Reveals High Cost-Effectiveness of Wetland Buffer Zones as a Remedy to Non-Point Nutrient Pollution in North-Eastern Poland. *Water*. 12: 629. doi:10.3390/w12030629.
- JANSSENS I.A., FREIBAUER A., SCHLAMADINGER B., CEULEMANS R., CIAIS P., DOLMAN A.J., JOOSTEN H. 2009. The Global Peatland CO₂ Picture. Peatland status and emissions in all countries of the world. *Wetlands International*: 1–35.
- JOOSTEN H., CLARKE D. 2002. Wise use of mires and peatlands – Background and principles including a framework for decision-making. *International Mire Conservation Group, International Peat Society, Saarijärvi*.
- JOOSTEN H., TAPIO-BISTRÖM M.L., TOL S. 2012. Peatlands – guidance for climate change mitigation through conservation, rehabilitation and sustainable use. *FAO & Wetlands International*.
- JASNOWSKI M. 1975. Torfowiska i tereny bagienne w Polsce. W: Kac N.J. (red.). *Bagna kuli ziemskiej*. PWN, Warszawa: 356–390.

- KACZOROWSKA Z. 1962. Opady w Polsce w przekroju wieloletnim. *Przegląd Geograficzny*. 33: 1-112.
- KADLEC R.H. 2009. Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. *Ecological Engineering*. 35 (2): 159-174.
- KOWALEWSKI G. 2017. Rola mokradeł w obiegu wody. W: Jokiel P., Marszelewski W., Pociask-Karteczka J. (red.). *Hydrologia Polski*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa: 264-269.
- LINDROTH A., LUND M., NILSSON M., AURELA M., CHRISTENSEN T.R., LAURILA T., RINNE J., RIUTTA T., SAGERFORS J., STRÖM L., TUOVINEN J.P. 2007. Environmental controls on the CO₂ exchange in north European mires. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*. 59 (5): 812–825. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0889.2007.00310.x>.
- KLEINEN T., BROVKIN V., MUNHOVEN G. 2016. Modelled interglacial carbon cycle dynamics during the Holocene, the Eemian and Marine Isotope Stage (MIS) 11. *Clim. Past*. 12: 2145–2160. <https://doi.org/10.5194/cp-12-2145-2016>.
- LAMENTOWICZ M., GAŁKA M., MARCISZ K., SŁOWIŃSKI M., KAJUKAŁO-DRYGALSKA K., DAYRAS M.D., JASSEY V.E. 2019. Unveiling tipping points in long-term ecological records from Sphagnum-dominated peatlands. *Biology letters*. 15 (4): 20190043. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2019.0043>
- LEHOSMAA K., JYVÄSJÄRVI J., VIRTANEN R., ROSSI P.M., RADOS D., CHUZHEKOVA T., MARKKOLA A., ILMONEN J., MUOTKA T. 2017. Does habitat restoration enhance spring biodiversity and ecosystem functions? *Hydrobiologia*. 793: 161–173. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2760-4>.
- LIPIŃSKA Z. 2020. Obieg wody na torfowisku Żarnowska. Praca magisterska wykonana w Zakładzie Hydrologii Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk (maszynopis).
- LIPKA K., STABRYŁA J. 2012. Wielofunkcyjność mokradeł w Polsce i świecie, Współczesne Problemy Kształtowania i Ochrony Środowiska, Monografie. 3: 7-16.
- LODE E., KÜTTIM M., KIIVIT I.K. 2017. Indicative effects of climate change on groundwater levels in Estonian raised bogs over 50 years. *Mires Peat*. 19 (15): 1-21. DOI: 10.19189/MaP.2016.OMB.255
- LOMNICKY G.A., HERLIHY A.T., KAUFMANN P.R. 2019. Quantifying the extent of human disturbance activities and anthropogenic stressors in wetlands across the conterminous United States: results from the National Wetland Condition Assessment. *Environmental Monitoring Assessment*. 191: 324. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7314-6>.
- MCLEOD E., CHMURA G.L., BOUILLON S., SALM R., BJÖRK M., DUARTE C.M., LOVELOCK C.E., SCHLESINGER W.H., SILLIMA B.R. 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 9: 552–560. <https://doi.org/10.1890/110004>.
- MIKHAYLOV V.N., DOBROVOLSKIY A.D., DOBROLJUBOV S.A. 2007. *Gidrologiya*. Vyshaja Shkola, Moscow.
- MIĘTUS M., FILIPAK J., OWCZAREK M. 2004. Klimat wybrzeża południowego Bałtyku. Stan obecny i perspektywy zmian. GTN, Gdańsk: 11-44.
- MORRIS P.J., BAIRD A.J., EADES P.A., SURRIDGE B.W.J. 2019. Controls on Near-Surface Hydraulic Conductivity in a Raised Bog. *Water Resources Research*. 55 (2): 1531-1543. <https://doi.org/10.1029/2018WR024566>.

- MORRISON M.E.S. 1955. The Water balance of the raised bog. *Ir. Natur. J.* 11 (11): 303–308. <https://www.jstor.org/stable/25534314>
- MULLER I., BUISSON E., MOURONVAL J.B., MESLÉARD F. 2013. Temporary wetland restoration after rice cultivation: is soil transfer required for aquatic plant colonization? *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 411: 0301–0317.
- NAPREENKO-DOROKHOVA T.V., NAPREENKO M.G., LISITZIN A.P. 2017. Pattern of large raised bog formation in the South-Eastern Baltic Region during the Holocene: the case of Kaliningrad oblast. *Dokl. Earth Sc.* 475: 900–906. <https://doi.org/10.1134/S1028334X17080050>
- NIEMINEN M., PALVIAINEN M., SARKKOLA S., LAURÉN A., MARTTILA H., FINÉR L. 2018. A synthesis of the impacts of ditch network maintenance on the quantity and quality of runoff from drained boreal peatland forests. *Ambio*. 47: 523–534. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-0966-y>.
- OKRUSZKO H., 1968. Przekształcanie się gleb torfowych pod wpływem melioracji. *Wiad. Melior. i Łąkarskie*. 7: 13 – 30.
- OKRUSZKO H., 1989. Wirkung der Bodennutzung auf die Niedermoorentwicklung. Ergebnisse eines längjährigen Feldversuches. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung*. 30: 167–176
- OKRUSZKO T. 2009. Hydrologia mokradeł. W: Mioduszewski W., Dembek W. (red.). Woda na obszarach wiejskich. Wydawnictwo IMUZ, Falenty: 91–96.
- OLESZCZUK R., REGINA K., SZAJDAK L., HÖPER H., MARYGANOVA V. 2008. Impact of agricultural utilization of peat soils on the greenhouse gas balance. In: Strack, M. (ed.). *Peatlands and Climate Change*. International Peat Society, Jyväskylä, Finland: 70–97.
- PAGE S.E., RIELEY J.O., BANKS C.J. 2011. Global and regional importance of the tropical peatland carbon pool. *Global Change Biology*. 17: 798–818. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02279.x>.
- PARISH F., SIRIN A., CHARMAN D., JOOSTEN H., MINAYEVA T., SILVUS M., STRINGER L. 2008. Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change: Main Report, Global Environment Centre. Wetlands International, Wageningen.
- PAWŁOWSKA M. 2020. Obieg wody na torfowisku Ciemińskie Błota. Praca magisterska wykonana w Zakładzie Hydrologii Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk (maszynopis).
- PIETRUCIEŃ C. 1993. Zmiany hydrologiczne i przestrzenne obszarów podmokłych. W: Dynowska I. (red.). *Przemiany stosunków wodnych w Polsce w wyniku procesów naturalnych i antropogenicznych*. Wyd. UJ, Kraków: 177–205.
- PRICE J.S., KETCHESON S.J. 2009. Water relations in cutover peatlands. *Carbon Cycling in Northern Peatlands*. 184: 277–288. DOI:10.1029/GM184.
- RENOU-WILSON F., MOSER G., FALLON D., FARRELL C.A., MÜLLER C., WILSON D. 2019. Rewetting degraded peatlands for climate and biodiversity benefits: Results from two raised bogs. *Ecological Engineering*. 127: 547–560. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.02.014>.
- ROACH B., WALKER T.R. 2017. Aquatic monitoring programs conducted during environmental impact assessments in Canada: preliminary assessment before and after weakened environmental regulation. *Environmental Monitoring and Assessment*. 189: 109. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5823-8>

- RYCHARSKI M. 2009. Mokradła – ekosystemy zależne od wody. W: Mioduszewski W., Dembek W. (red.). Woda na obszarach wiejskich. Wyd. IMUZ, Falenty: 80–91.
- TAMINSKAS J., LINKEVIČIENĖ R., ŠIMANAUSKIENĖ R., JUKNA L., KIBIRKŠTIS G., TAMKEVIČIŪTĖ M. 2018. Climate change and water table fluctuation: Implications for raised bog surface variability. *Geomorphology*. 304: 40–49. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.12.026>
- TARNOCAI C., 2009. The impact of climate change on Canadian peatlands. *Canadian Water Resources Journal*. 34 (4): 453–466. <https://doi.org/10.4296/cwrj3404453>.
- TIEMEYER B., ALBIAC BORRAZ E., AUGUSTIN J., BECHTOLD M., BEETZ S., BEYER C., DROSLER M., EBELI M., EICKENSCHIEDT T., FIEDLER S., FORSTER C., FREIBAUER A., GIEBELS M., GLATZEL S., HEINICHEN J., HOFFMANN M., HOPER H., JURASINSKI G., LEIBER-SAUHEITL K., PEICHL-BRAK M., ROSSKOPF N., SOMMER M., ZEITZ J. 2016. High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. *Glob Chang Biol*. 22: 4134–4149. <https://doi.org/10.1111/gcb.13303>.
- TOBOLSKI K., 1972. Wiek i geneza wydmy przy południowo-wschodnim brzegu jeziora Łebsko. *Badania Fizjograficzne nad Polską zachodnią*. 25 B: 135–146.
- TOBOLSKI K. 1976. Przemiany klimatyczno-ekologiczne w okresie czwartorzędu a problem zmian we florze. *Phytocenosis*. 5 (3/4): 187–197.
- TOBOLSKI K. 2000. *Vademecum Geobotanicum*. Przewodnik do oznaczania torfów i osadów jezior. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- TOBOLSKI K. 2004. Kryterium geologiczne w badaniach zbiorników akumulacji biogenicznej. *Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego*. 5: 119–126.
- TUITTILA E.S., VASANDER H., LAINE J. 2004. Sensitivity of Csequestration in reintroduced Sphagnum to water-level variation in a cutaway peatland restoration. *Restoration Ecology*. 12 (4): 483–493. <https://doi.org/10.1111/j.1061-2971.2004.00280.x>.
- TURUNEN J., TOMPPA E., TOLONEN K., REINIKAINEN A. 2002. Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland - application to boreal and subarctic regions. *The Holocene*. 12: 69–80. <https://doi.org/10.1191/0959683602hl522rp>.
- YU Z.C. 2012. Northern peatland carbon stocks and dynamics: a review. *Biogeosciences*. 9: 4071–4085. <https://doi.org/10.5194/bg-9-4071-2012>.
- YU Z., LOISEL J., BROSSEAU D.P., BEILMAN D.W., HUNTS J. 2010. Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. *Geophys. Res. Lett*. 37: L13402. <https://doi.org/10.1029/2010GL043584>.
- ŻARNOWIEC W., POLICHT-LATAWIEC A., OSTROWSKI K. 2016. Szacowanie wielkości parowania wody z powierzchni dachowych na podstawie wybranych wzorów empirycznych. *Acta Sci. Pol. Formatio Circumiectus*. 15 (4): 17–28. <http://dx.doi.org/10.15576/ASPFC/2016.15.4.17>.

3. BUDOWA I HISTORIA

Robert Stańko

ABSTRACT: Detailed field studies were carried out in three peatbog complexes, neighbouring with the Łebsko lake: Kluki, Ciemińskie Błota and Wielkie Bagno (Żarnowska). Totally 61 drillings were made in peat. In selected points peat was dated by radiocarbon method.

The “**Kluki**” peatbog complex has a lake origin, the accumulation of sediments since 9000 years BP was documented. The process of terrestrialisation of the original reservoir within the whole complex lasted an extremely long time, which is confirmed by the thickness of the deposits of gyttja-rush peats. The layers of peat and gyttja, sometimes alternating, testifying to the presence of plant communities characteristic for various water conditions, reflect the different stages of transgression of the Baltic Sea. Around 2000 B.P. moss peat started to form and nowadays they constitute the top layer of the deposit in its centre. On the periphery, the top of the deposit is still formed by tall sedge peats, some of which lie directly on mineral formations.

The “**Ciemińskie Błota**” complex also has a lake origin, which is proven by thick layers of gyttja and gyttja peats in the bottom layer. The thickness of the layer is 700 cm. The greatest thickness is reached by sedge peats and organic gyttja forming the bottom of the deposit. The upper, surface part is formed by sphagnum peat, the thickness of which as a rule does not exceed 100 cm.

The biggest complex of raised bogs of the Park has been preserved within the “**Wielkie Bagno (Żarnowska)**” complex. The beginnings of the peatbog development date back to about 6000 B.P., and it developed mainly through paludification. In the past the raised bog peat deposit occupied a much larger area, now, due to exploitation, about 100 ha. The deposit outside the mine is characterised by a predominance of tall sedge peats lying directly on sands. The area located in the neighbourhood of the peat mine is a place where raised bog has developed. The upper layer of peat deposits is built by strongly decomposed transitional and raised bog peats - 20 to 120 cm thick. In many places sphagnum peat is underlain by a thick layer of moss and sedge-moss peats, directly overlying the sedge peats.

In many stratigraphic profiles alternating occurrence of plant communities connected with water or peatlands can be observed. This is a result of changes in ground- and surface water levels correlated with different stages of transgression of the Baltic Sea.

3.1. Wprowadzenie

Słowiński Park Narodowy (SPN) wraz z otuliną, to jeden z kilkunastu obszarów o największej koncentracji torfowisk w kraju. Występujące tu kompleksy torfowe należą jednocześnie do największych w Polsce. Torfowiska i złoża torfu wypełniają niemal w całości rozciągającą się na wiele kilometrów nieckę terenową (Nizina Gardańsko-Łebska), pomiędzy wydmami wzdłuż Bałtyku a morenowymi wyniesieniami położonymi na południu. Znaczna część z nich znalazła się w granicach Parku lub w jego otulinie. Część objęto ochroną rezerwatową jako rezerwat przyrody Bagna Izbickie.

Torfowiska SPN były w latach 1962-1970. przedmiotem szczegółowych badań stratygrafii złóż torfu oraz analizy parametrów fizykochemicznych torfów. Uzyskane wówczas dane zawarto w tzw. „dokumentacjach torfowych w kategorii C2”. Informacje na temat genezy oraz stanu torfowisk SPN zawarte zostały również w monografii „Przyroda Słowińskiego Parku Narodowego” pod redakcją H. Piotrowskiej (1997) oraz opracowania „Gleby Słowińskiego Parku Narodowego” pod redakcją K. Tobolskiego (1997). Wymienione wyżej opracowania zawierają dane na temat stratygrafii wybranych fragmentów torfowisk, poparte w niektórych przypadkach datowaniem radiowęglowym. Stanowią one ważny materiał dokumentacyjny prezentujący historię rozwoju części torfowisk Parku, występujących tu w przeszłości zbiorowisk roślinnych oraz przemian warunków hydrologicznych w okresie postglacjalnym. Opracowania pod redakcją Piotrowskiej (1997) i Tobolskiego (1997) nie obejmują jednak licznych fragmentów SPN włączonych w jego granice w okresie po ich opublikowaniu.

Dla pełnej charakterystyki złóż torfowych SPN, a także próby identyfikacji zachodzących zmian, w ramach przedsięwzięcia LIFE PeatRestore przeprowadzono szczegółowe badania terenowe w obrębie trzech kompleksów torfowiskowych, sąsiadujących z jeziorem Łebsko: Kluki, Ciemińskie Błota i Wielkie Bagno (Żarnowska). Zajmują one ok. 90% powierzchni wszystkich torfowisk Parku. Lokalizację poszczególnych kompleksów torfowiskowych prezentuje ryc. 3.1.



Ryc. 3.1. Lokalizacja kompleksów torfowiskowych: Kluki, Ciemińskie Błota i Wielkie Bagno (Żarnowska) na podkładzie mapy topograficznej.

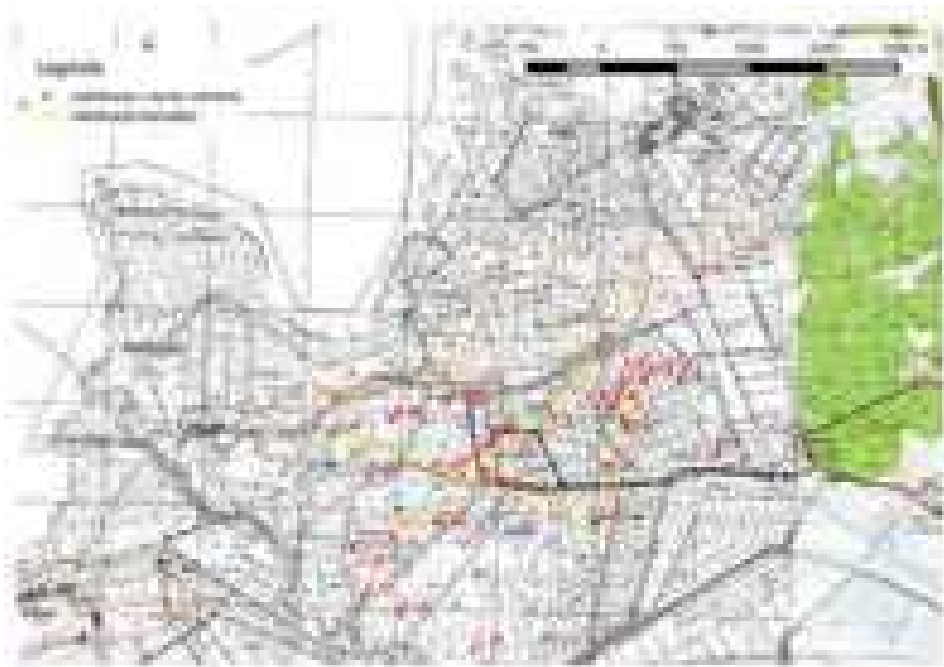
3.2. Metody

W ramach prac terenowych na potrzeby rozpoznania stratygrafii kompleksów torfowiskowych SPN wykonano łącznie 61 odwiertów (16 w kompleksie torfowiskowym „Ciemińskie Błota”, 22 – w kompleksie torfowiskowym „Kluki” oraz 23 w kompleksie torfowiskowym „Wielkie Bagno (Żarnowska)”. Wszystkie wiercenia obejmowały pełne profile od stropu do spągu złoża. Wiercenia dokonano za pomocą świdra torfowego typu Instorf o długości puszki 50 cm i średnicy 4,5 cm. Opisu pobranych próbek torfu dokonano na podstawie makroskopowych oznaczeń terenowych. Nazwy poszczególnych gatunków torfów ustalono na podstawie powiązań genetycznych między zbiorowiskami roślin torfotwórczych a jednostkami torfów. W trakcie prac terenowych określono stopień mineralizacji złoża oraz pobrano próby w celu zbadania stopnia jego uwilgotnienia różnych głębokościach. W czterech punktach (dwóch na torfowisku Kluki - profile K-4 oraz K-18, oraz dwóch na torfowisku Żarnowska – profile Z7 i Z10) pobrano z poszczególnych warstw torfu próby w celu ich datowania metodą radiowęglową (łącznie 18 próbek). Datowania wykonało Naukowo-Dydaktyczne Laboratorium 14C i Spektometrii Politechniki Śląskiej w Gliwicach.

Lokalizację wierceń prezentują ryc. 3.2 i ryc. 3.3.



Ryc. 3.2. Lokalizacja punktów wierceń oraz transektów badawczych w kompleksie torfowiskowym „Kluki” oraz „Ciemińskie Błota”.



Ryc. 3.3. Lokalizacja punktów wierceń oraz transektów badawczych w kompleksie torfowiskowym „Wielkie Bagno (Żarnowska)”.

3.3. Charakterystyka kompleksów torfowiskowych SPN

Przeprowadzone badania terenowe wykazały zróżnicowaną budowę stratygraficzną oraz miąższość złóż torfowych i osadów jeziornych w poszczególnych kompleksach.

Najgłębsze złoża torfów i osadów jeziornych (ok. 900 cm) odnotowano w kompleksie „Kluki” (w punkcie oznaczonym numerem „K_13”) i „Ciemińskie Błota” (w punkcie oznaczonym numerem „C_13”). Złoża w obu kompleksach posiadają zbliżoną stratygrafię. Spąg budowany jest przez osady jeziorne przykryte torfami szuwarowymi natomiast strop tworzą torfy mszarne. Analiza budowy stratygraficznej wykazała również znaczące zmiany warunków wodnych w okresie rozwoju torfowisk skutkujące występowaniem na przemian ekosystemów wodnych oraz torfowiskowych związanych z transgresją Morza Bałtyckiego.

Nieco odmienną stratygrafią charakteryzuje się kompleks torfowiskowy „Wielkie Bagno (Żarnowska)”. W stosunku do torfowisk „Kluki” i „Ciemińskie Błota” złożo to jest płytsze i tylko w nielicznych miejscach (zagłębieniach) torfy podścielone są płytką warstwą gytii.

W profilach, oprócz budujących strop torfowiska torfów mszarnych, odnotowano znaczący udział torfów turzycowo-mszystych z reguły podścielających torfy mszarne. Ich obecność związana jest z bezpośrednim oddziaływaniem w przeszłości wód podziemnych.

Kompleks „Kluki”

Kompleks torfowiskowy „Kluki” w granicach SPN obejmuje tylko część (ok. 30%) dużego złoża torfowego o powierzchni blisko 3 tys. ha, położonego pomiędzy Jeziorem Łebsko, rzeką Pustynką a terenami położonymi na południowy-zachód od jego granic.

Kompleks, za wyjątkiem torfowisk położonych na południe od granic Parku, ma stosunkowo słabo rozwiniętą powierzchniową sieć hydrologiczną (por. rozdz. 2). W centralnej części torfowiska, która ma kształt nieznacznie wyniesionej kopuły, jest zaledwie kilka płytkich rowów melioracyjnych prowadzących wodę jedynie w okresie najintensywniejszych opadów. Torfowisko położone jest na lokalnym wododziale. Tu rozwinęły się kopuły mszarnych torfowisk wysokich obecnie porośniętych roślinnością leśną. Głównym ciekim odwadniającym obszar torfowiska jest tzw. Kanał C-9. Jest on głęboki na ok. 2,5-3 m i szeroki na ok. 10 m a jego wpływ na torfowisko i złożo torfu należy uznać za katastrofalny.

Odmiennie przedstawia się sytuacja we wschodniej i południowo-wschodniej części torfowiska. Tu występuję niezwykle gęsta sieć rowów melioracyjnych wprawdzie częściowo niedrożnych, ale w wielu miejscach wciąż skutecznie odprowadzających wodę z całego kompleksu. Parametry fizykochemiczne wód, intensywność ich wypływu oraz występująca na powierzchni roślinność wskazują na typ

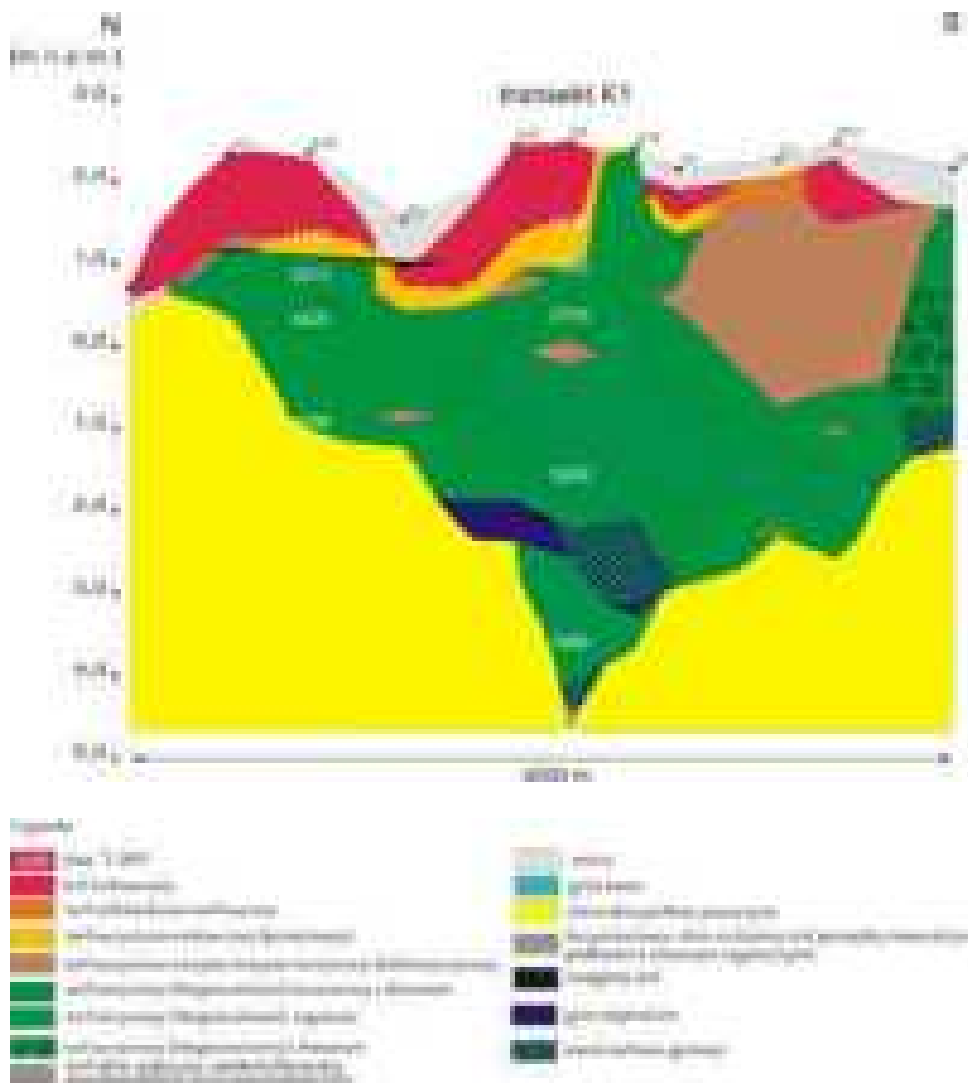
zasilania wodami gruntowymi tej części złoza. Dlatego dominującym typem są tu, w przeciwieństwie do centralnej części, torfy niskie

Pod względem genezy kompleks torfowiskowy „Kluki” można uznać za pojeziorny. Zalegające najgłębiej osady (punkt K4), których wiek datowany jest na ok. 9000 lat B.P. świadczą o obecności zbiornika wodnego w obrębie którego nastąpiła akumulacja osadów jeziornych – różnego typu gytii, głównie organicznych. Proces łądowacenia pierwotnego zbiornika w obrębie całego kompleksu trwał niezwykle długo, co potwierdzają znacznej miąższości pokłady zagytionych torfów szuwarowych. Występujące niekiedy na przemian warstwy torfów i gytii świadczących o obecności zbiorowisk roślinnych charakterystycznych dla różnych stanów uwodnienia odzwierciedlają różne etapy transgresji Morza Bałtyckiego (punkty K9, K14). Końcowym etapem rozwoju całego kompleksu torfowiskowego była sukcesja mszarów. Najwcześniej zaczęły one zasiedlać północną część kompleksu (ok. 2000 lat temu). Tu miąższość torfów „wysokich” (mszarnych) osiąga wartość ok. 200 cm. Złoże przybiera też charakterystyczny kształt nieznacznie wypiętrzonej kopuły.

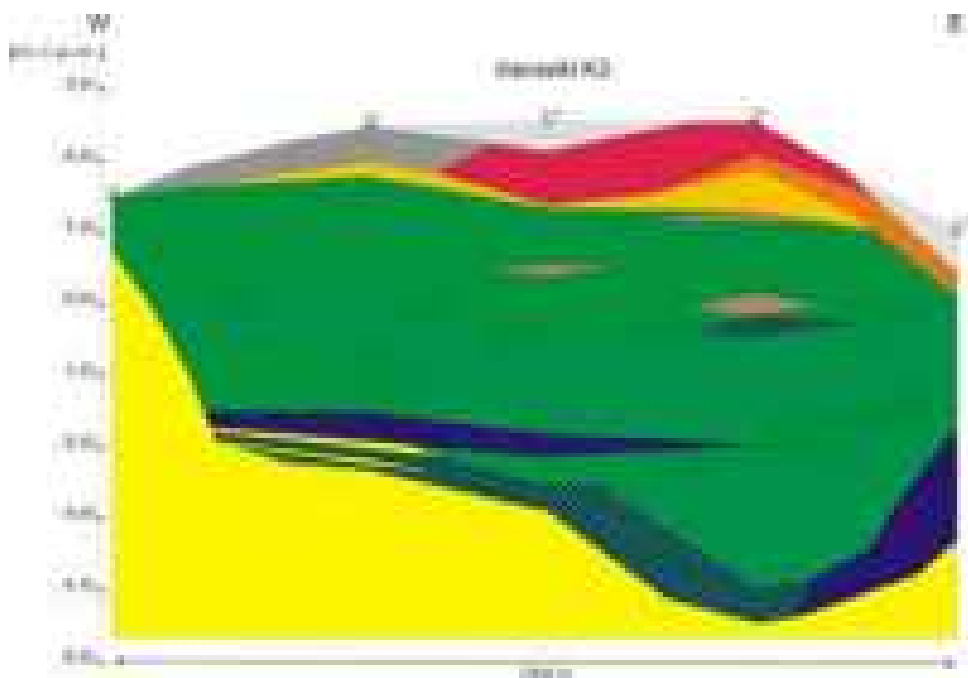
Najbardziej zróżnicowany profil stratygraficzny posiada centralna część torfowiska w rejonie kanału C9 (punkt K4, K16), gdzie na torfach niskich wykształciły się torfy przejściowe i wysokie. Warstwa torfów przejściowych i wysokich ma miąższość około 1 m, jednak na skutek prowadzonych w przeszłości odwodnień uległa na powierzchni znacznej mineralizacji co przejawia się występowaniem murszu do głębokości 30-50 cm. W sąsiedztwie kanału C9 warstwa murszu często zalega do głębokości 70-80 cm.

Na znacznej części torfowiska, poza jego centrum, stropową warstwę stanowią torfy niskie. Są to głównie torfy turzycowo-trzcinowe zalegające bezpośrednio na utworach mineralnych (punkty K5, K8). W nielicznych przypadkach odnotowano w części stropowej torfy drzewne. Na obrzeżach kompleksu zalegają torfy niskie drzewno-trzcinowe oraz drzewne. W rejonie południowej krawędzi złoza zachowały się znacznej miąższości torfy mszyste i mszysto-turzycowe.

Budowę złoza Kluki prezentują zgeneralizowane przekroje stratygraficzne – transekty: K1, K2, K3 i K4 - ryc 3.4, 3.5, 3.6, 3.7).



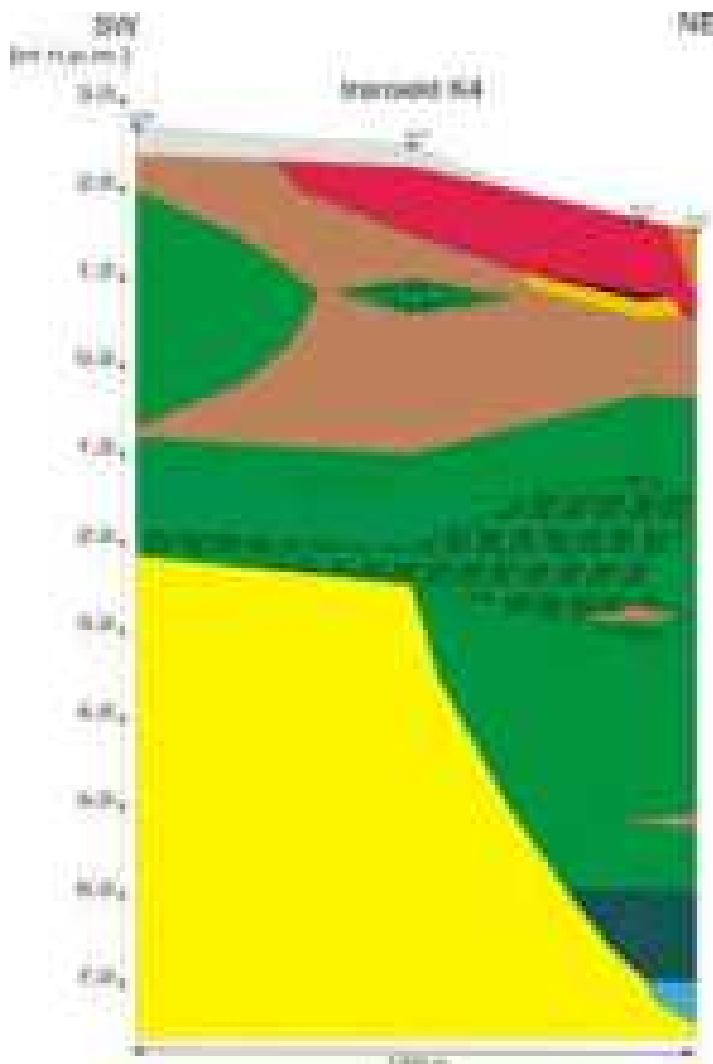
Ryc. 3.4. Przekrój stratygraficzny „Transect K1” (oznaczenia identyczne dla wszystkich przekrojów stratygraficznych).



Ryc. 3.5. Przekrój stratygraficzny „Transekt K2”.



Ryc. 3.6. Przekrój stratygraficzny „Transekt K3”.



Ryc. 3.7. Przekrój stratygraficzny „Transekt K4”.

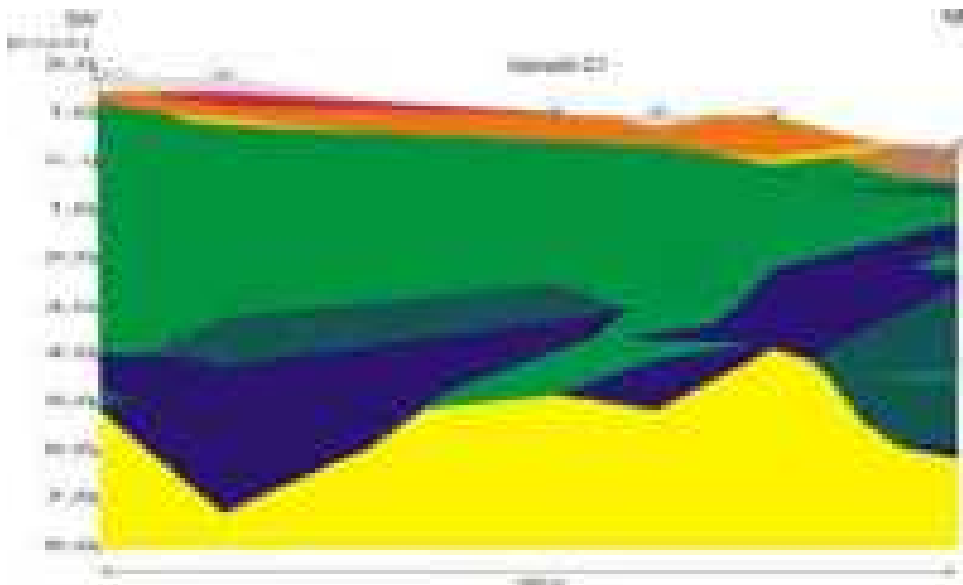
Kompleks „Ciemińskie Błota”

Kompleks torfowiskowy położony nad Jeziorem Łebsko pomiędzy miejscowością Kluki a Izbicą. Część położona na terenie SPN zajmuje powierzchnię ok. 370 ha. Całość kompleksu torfowiskowego pocięta jest dobrze rozwiniętą siecią rowów melioracyjnych, które odprowadzają wody do rzeki Pustynki lub bezpośrednio do Jeziora Łebsko.

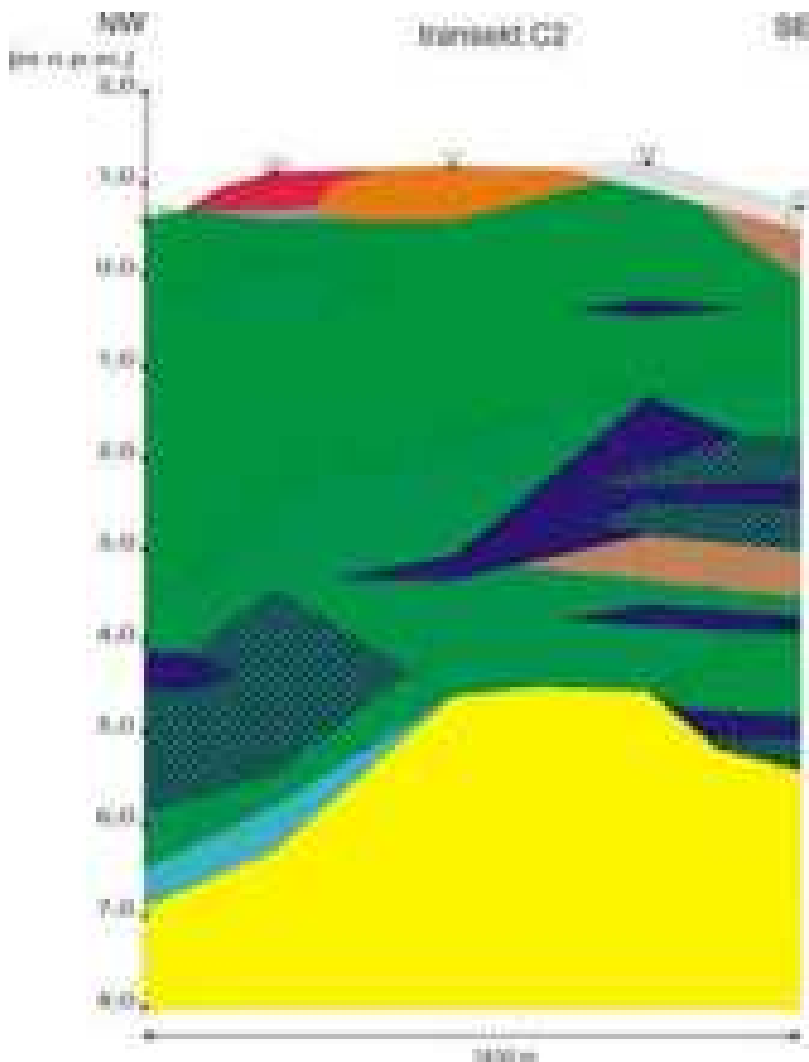
Wydaje się, że całość kompleksu posiada genezę pojeziorną. Świadczą o tym znacznej miąższości pokłady gytii oraz silnie zagytionych torfów. Osady organiczne osiągają tu miąższość ok. 700 cm. Największą miąższość osiągają torfy szuwarowe oraz gytie organiczne tworzące spąg złoża. Górną, stropową część budują torfy

mszarne o miąższości z reguły nieprzekraczającej 100 cm. W nielicznych miejscach, w sąsiedztwie mineralnych krawędzi (zapewne pod wpływem wód podziemnych) wykształciły się torfy mszyste i mszysto-turzycowe. Ich miąższość niekiedy znacznie przekracza wartość 100 cm. Analiza profilu stratygraficznego wskazuje na przemienne występowanie zbiorowisk roślinnych związanych ze środowiskiem wodnym bądź torfowiskami. Jest to efekt zmian poziomu lustra wód podziemnych i powierzchniowych skorelowany z różnymi etapami transgresji Morza Bałtyckiego.

Budowę złoża kompleksu torfowiskowego „Ciemieńskie Błota” prezentują przekroje stratygraficzne – transekty: C1 i C2 (ryc. 3.8 i 3.9).



Ryc. 3.8. Przekrój stratygraficzny „Transekt C1”.



Ryc. 3.9. Przekrój stratygraficzny „Transekt C2”.

Kompleks „Wielkie Bagno (Żarnowska)”

Obejmuje jedno z największych torfowisk Parku. Torfowisko znajdujące się w granicach SPN stanowi zaledwie niewielką część wielkiego złoża torfowego położonego w obszarze trójkąta wyznaczonego przez miejscowości: Łeba - Izbica - Wicko. W granicach obszaru wyznaczonego przez miejscowości Łeba-Izbica-Wicko znajduje się kilka złóż torfowych o łącznej powierzchni ok. 3000 ha. Na przeważającej powierzchni obszaru występują złoża torfów niskich - głównie turzycowo-trzciniowych. Tylko część z nich przykryta jest torfami przejściowymi i wysokimi. Torfy wysokie osiągają tu niewielką miąższość, z reguły nie przekraczającą kilkudziesięciu centymetrów.

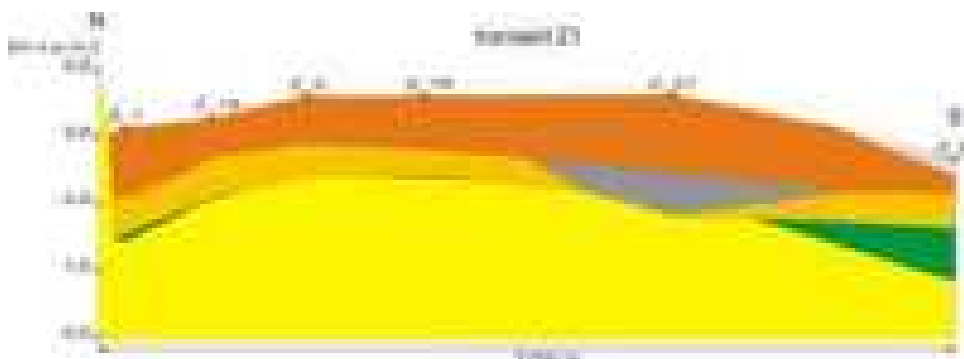
Kompleks torfowiskowy „Wielkie Bagno (Żarnowska)” charakteryzuje się stosunkowo gęstą siecią rowów melioracyjnych w przeszłości służących odwodnieniu torfowiska na potrzeby istniejącej tu kopalni torfu, obecnie w znacznej części zablokowanych. Zachodnia część kompleksu po przeprowadzonym odwodnieniu została częściowo wyeksploatowana (warstwa torfu wysokiego o maksymalnej miąższości ok. 2,5 m) i obecnie w znacznym stopniu zalana wodą. Wschodnia część, pomimo przygotowanego systemu odwadniającego, nie nosi wyraźnych śladów eksploatacji, niemniej jednak charakteryzuje się silnym przesuszeniem. Kompleks torfowiskowy położony jest na lokalnym wododziale. Część północna torfowiska odwadniana jest przez równolegle biegnący do drogi Gać-Żarnowska rów melioracyjny, którego wody odprowadzane są do Jeziora Łebsko za pośrednictwem podziemnej rury. Część południowa torfowiska odwadniana jest rowem melioracyjnym wpadającym do tzw. Kanału Żarnowskiego, który również uchodzi do Jeziora Łebsko.

W obrębie kompleksu „Wielkie Bagno (Żarnowska)” zachował się największy obszar torfowisk wysokich SPN. Początki rozwoju torfowiska datuje się tu na ok. 6000 lat B.P. (punkt Z10). W przeszłości złoża torfu wysokiego zajmowało znacznie większy obszar, obecnie ze względu na eksploatację, ok. 100 ha. Złoże pozostające poza terenem kopalni charakteryzuje się dominacją torfów niskich. Torfy niskie na przeważającej części obszaru zalegają bezpośrednio na piaszczystych utworach mineralnych chociaż w nielicznych zagłębieniach stwierdzono występowanie gyttii. Miąższość torfów niskich jest zróżnicowana waha się w przedziale od 1,4 m do 2,8 m. Złoże w większości budowane jest przez torfy szuwarowe: trzcinowo-turzycowe i turzycowe niekiedy też drzewne. Charakteryzuje się stosunkowo niskim stopniem rozkładu w przedziale od 30 do 50%.

Obszar torfowiska położony w sąsiedztwie kopalni torfu, wzdłuż drogi Gać-Żarnowska, to miejsce gdzie w przeszłości na torfach niskich a niekiedy też bezpośrednio na podłożu mineralnym wykształciło się torfowisko wysokie. Torfy zalegające bezpośrednio pod warstwą torfów przejściowych i wysokich mają zbliżony skład gatunkowy oraz miąższość. Miąższość warstwy torfów przejściowych waha się w przedziale pomiędzy 20 a 70 cm. Strop złóż torfowych budowany jest przez warstwę silnie rozłożonych torfów przejściowych i wysokich o miąższości od 20 do 120 cm. W wielu miejscach torfy mszarne podścielone są znacznej miąższości warstwą torfów mszystych i turzycowo-mszystych, bezpośrednio zalegającymi na torfach turzycowych.

Wydaje się, że rozwój torfowisk mszarnych SPN rozpoczął się najwcześniej w kompleksie „Wielkie Bagno (Żarnowska)”. Przeprowadzone datowanie wskazuje, że pierwsze zbiorowiska mszarne pojawiły się tu ok. 5000 lat temu (punkt Z7).

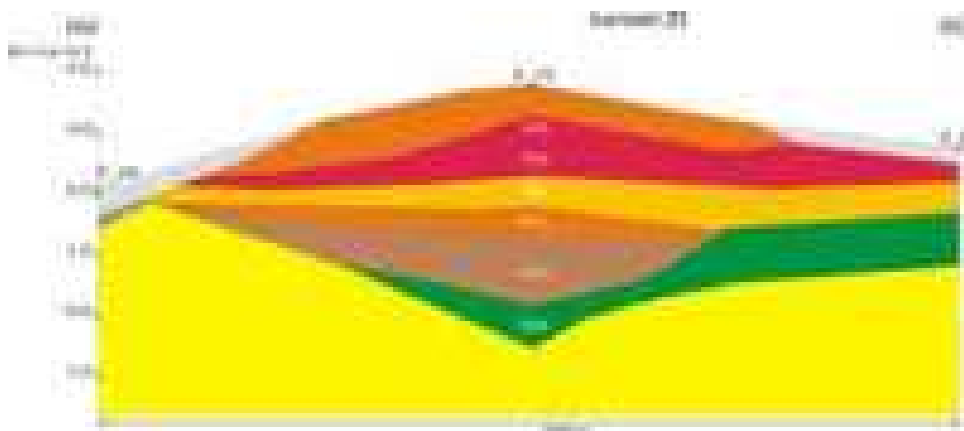
Zróżnicowanie stratygrafii złoża ilustrują zamieszczone poniżej przekroje stratygraficzne (transekt: Z1, Z2 i Z3, ryc. 3.10, 3.11 i 3.12).



Ryc. 3.10. Przekrój stratygraficzny „Transekt Z1”.



Ryc. 3.11. Przekrój stratygraficzny „Transekt Z2”.



Ryc. 3.12. Przekrój stratygraficzny „Transekt Z3”.

LITERATURA

- TOBOLSKI K., MOCEK A., DZIĘCIOŁOWSKI W. 1997. Gleby Słowińskiego Parku Narodowego w świetle historii roślinności i podłoża. Bydgoszcz-Poznań 1997.
- PIOTROWSKA H. (Ed.). 1997. Przyroda Słowińskiego Parku Narodowego. Bogucki Wydawnictwo Naukowe. Poznań-Gdańsk.

4. ROŚLINNOŚĆ

Krzysztof Gos, Katarzyna Bociąg

ABSTRACT: In 2017-2018, raised bog and transitional peatland vegetation mapping was performed within three peatland complexes (Kluki, Ciemińskie Błota and Wielkie Bagno) in the southern part of the Słowiński National Park (Poland, Pomerania). The mapping covered an area of 1255 ha. Three criteria of distinguishing spatial units were adopted for mapping: 1) phytosociological criteria, 2) criteria of the GEST method, 3) division of vegetation into Natura 2000 habitats' types. The study area is dominated by: 1. natural but degraded peatland vegetation (main reasons of degradation are drainage and afforestation); 2. regenerative peatland vegetation (various types and stages). Within the open (non-forest) peatland vegetation patches of *Erico-Sphagnetum medii* (46.5 ha) and regenerative vegetation from class *Scheuchzerio-Caricetea* (84.4 ha) dominate. The woodland vegetation is dominated by pine bog forest (430 ha) and birch bog forests (308 ha). Smaller areas are occupied by forests with alder and oak. In terms of GEST, 28 Emission Habitat Types were distinguished. The largest area is occupied by moderately moist forests and poor scrub vegetation (c. 510 ha). In terms of Natura 2000 habitats, five habitats were identified: 7110, 7120, 7140, 91D0 and 9190. The largest area is occupied by bog woodlands (91D0; approx. 830 ha).

4.1. Zakres i metody badania roślinności

W ramach projektu opracowano mapę roślinności rzeczywistej torfowisk wysokich i przejściowych w Słowińskim Parku Narodowym w obrębie trzech kompleksów torfowiskowych tj. Kluki, Ciemińskie Błota oraz Wielkie Bagno. Prace realizowano w latach 2016-2018, na łącznej powierzchni ok. 1254 ha. Kartowanie roślinności podporządkowane było trzem zasadniczym celom: 1) rozpoznaniu roślinności w ujęciu fitosocjologicznym, 2) zaklasyfikowaniu roślinności do tzw. Emisyjnych Typów Siedlisk (GEST – Greenhouse Gas Emission Site Type; Couwenberg i in. 2011, Silvestrum 2011), jednostek wyodrębnianych w celu szacowaniu emisji gazów cieplarnianych, oraz 3) określeniu lokalnych zasobów siedlisk przyrodniczych w rozumieniu programu Natura 2000.

Ze względu na różne kryteria wyodrębniania jednostek przyjęte w fitysocjologii oraz w metodzie GEST, nie było możliwe proste transponowanie jednostek fitysocjologicznych na Emisyjne Typy Siedlisk. Te drugie wyróżnia się nie tylko na podstawie listy gatunków, ale też w oparciu o warunki środowiskowe (żyzność podłoża i poziom wody gruntowej (Tab. 4.1). Do jednego Emisyjnego Typu Siedlisk może należeć kilka zbiorowisk roślinnych, ale też jedno zbiorowisko roślinne, w zależności od klasy wilgotności podłoża, może znaleźć się w różnych Emisyjnych Typach Siedlisk. W związku z tym przy kartowaniu zastosowano robocze jednostki podstawowe roślinności, które uwzględniały zarówno kryteria fitysocjologiczne, jak i siedliskowe oraz florystyczne GEST.

Kartowanie realizowano w latach 2017-2018, w okresie od maja do września, przy użyciu odbiornika GPS Juno SB. Prace oparto na mapie roślinności z 2015 roku, wykonanej na podstawie analiz teledetekcyjnych, udostępnionej przez Słowiński Park Narodowy. Weryfikowano w terenie każdy wyróżniony na tej mapie płat. W części płatów dodatkowo wykonano płytkie odwierty aby rozpoznać rodzaj podłoża oraz poziom wody gruntowej. Pozyskane w terenie dane przestrzenne opracowano w programie ArcMap 10.1, wspomagając się analizą ortofotomapy i numerycznego modelu terenu. Następnie każdy wyodrębniony płat (łącznie 1435 poligonów) został przyporządkowany do jednostki fitysocjologicznej, jednostki GEST i siedliska przyrodniczego Natura 2000. Nomenklaturę zbiorowisk roślinnych oparto na pracy Matuszkiewicza (2012). Przy oznaczaniu roślin naczyniowych posługiwano się kluczem Rutkowskiego (2013), przy oznaczaniu mszaków kluczem Smith'a (1980, 1990). Uwodnienie płatów określano przyjętej w projekcie wersji skali, za Joosten i in. (2015; Tab. 4.1).

Tabela 4.1. Klasy wilgotności gleby i odpowiadający im poziom wody. WLw: długookresowa mediana poziomu wody w okresach mokrych; WLd: długookresowa mediana poziomu wody w okresach suchych; WD: deficyt zaopatrzenia w wodę. Wilgotność zmienna sezonowo jest wskazywana przez kombinację różnych klas, m.in. 5+/4+ odnosi się do WLw w zakresie 5+ i WLd w zakresie 4+ (za Joosten i in. 2015).

Klasa wilgotności gleby	Poziom wody w odniesieniu do powierzchni (+ powyżej - poniżej)
5+ Mokra	WLw: +10 to -5 cm; WLd: +0 to -10 cm
4+ Bardzo wilgotna	WLw: -5 to -15 cm; WLd: -10 to -20 cm
3+ Wilgotna	WLw: -15 to -35 cm; WLd: -20 to -45 cm
2+ Umiarkowanie wilgotna	WLw: -35 to -70 cm; WLd: -45 to -85 cm
2- Umiarkowanie sucha	WD: <60 l/m ²
3- Sucha	WD: 60-100 l/m ²

Ze względu na stopień przekształcenia roślinności objętych projektem torfowisk w skutek ich odwadniania, wydobywania torfu oraz zalesiania, przyporządkowanie aktualnej roślinności do zespołów roślinnych było często niemożliwe. Dlatego duża część płatów została zaklasyfikowana jako zbiorowiska roślinne należące do jednostek wyższego rzędu. W niektórych rejonach kartowanych torfowisk, gdzie na skutek wydobywania torfu powstał bardzo mozaikowy układ niewielkich grobli i wyrobisk, wyróżniano płaty o mieszanym charakterze, obejmujące więcej niż jedną jednostkę roślinności. W takich przypadkach szacowano procentowy udział poszczególnych jednostek roślinności, tak aby możliwe było określenie powierzchni zajętej przez poszczególne jednostki w obszarze badań.

W niniejszej pracy skupiono się na omówieniu specyfiki roślinności badanych torfowisk. Bazując na własnych obserwacjach z ostatnich 20 lat oraz wcześniejszych danych kartograficznych (Wojterski i in. 1979, Fałtynowicz i in. 2004, Jackowiak i in. 2004) wskazano też na widoczne na tej podstawie tendencje zachodzących na nich zmian. W projekcie prezentowane tutaj dane dotyczące roślinności, w ujęciu Emisyjnych Typów Siedlisk, posłużyły w dalszych krokach oszacowaniu emisji gazów cieplarnianych z tych torfowisk oraz wskazaniu przewidzianej redukcji emisji na skutek wykonanych w projekcie działań ochronnych. Informacje w tym zakresie zawarte zostały w opracowaniu dedykowanym metodzie GEST (Jarašius i in. 2022).

4.2. Wyniki

4.2.1. Charakterystyka wyróżnionych jednostek roślinnych

W obszarze objętych projektem torfowisk ostatecznie wyróżniono 67 jednostek roślinności, w tym 11 w randze zespołu, 41 zbiorowisk roślinnych i 14 jednostek o charakterze kompleksowym. Aby ułatwić analizę najważniejszych cech roślinności oraz uczytelnić jej mapę, w niniejszym opracowaniu jednostki te zgrupowano w kilka zbiorczych grup. Zaprezentowano je w Tab. 4.2, wskazując zajętą przez nie powierzchnię na każdym z trzech kartowanych torfowisk. Wyróżnione jednostki roślinności przypisano do 28 Emisyjnych Typów Siedlisk (GEST; Tab. 4.3).

Tabela 4.2. Wykaz zbiorczych jednostek roślinności poddanych analizie i przedstawionych na mapach torfowisk objętych projektem

Jednostka roślinności	Powierzchnia w ha			
	Kluki	Ciemińskie Błota	Wielkie Bagno	Razem
A. Roślinność leśna				
sosnowy bór bagienny (siedlisko 91D0)	137,6	47,5	245	430,1
- typowy oraz z trzęślicą modrą (<i>Molinia caerulea</i>)	77,1	42,6	121,4	241,1
- zdegenerowany, z rokitnikiem pospolitym (<i>Pleurozium schreberi</i>)	60,5	4,9	123,5	188,9
bagienny las brzozy (siedlisko 91D0)	144,1	53,6	110,5	308,2
- brzezina bagienna oraz bagienne lasy brzozy z trzęślicą modrą (<i>Molinia caerulea</i>), rzadko z sitem rozpierzchłym (<i>Juncus effusus</i>) lub turzycami (<i>Carex spp.</i>)	124,1	45,1	45,4	214,6
- zdegenerowane bagienne lasy brzozy z jeżynami (<i>Rubus spp.</i>) lub znacznie rzadziej z rokitnikiem pospolitym (<i>Pleurozium schreberi</i>)	19,9	8,5	65,1	93,5
bagienny las olszowy – ols (olsy porzeczkowe i nasadzenia olszowe na torfie)	0,2	20,6	1,4	22,2
las brzozy-dębowy na torfie (siedlisko 9190)	163,5	1,7	1,2	166,4
las dębowo-bukowy na torfie	8,3	-	-	8,3
drzewostan (nasadzenia) świerkowy na torfie	7,8	-	2,0	9,8
B. Roślinność zaroślowa (łozowiska i zarośla z woskownicą europejską (<i>Myrica gale</i>))	-	23,9	-	23,9
C. Nieleśna roślinność torfowiskowa				
mszar wysokotorfowiskowy – mszar wrzoścowy <i>Erico-Sphagnetum medii</i> (siedlisko 7110)	1,4	6,4	38,7	46,5
naturalne mszary przejściowotorfowiskowe i młaki (siedlisko 7140)	-	2,1	0,6	2,7
wtórne, regeneracyjne mszary (siedlisko 7120 lub 7140)	3,1	2,0	79,3	84,4
szuwały wielkoturzycowe i trzcinowe	0,01	3,5	2,5	6,0

Jednostka roślinności	Powierzchnia w ha			
D. Nieleśna roślinność nietorfowiskowa, na torfie				
zbiorowiska roślinności zielnej (niektóre płaty – siedlisko 7120)	19,9	1,1	7,3	28,3
zbiorowisko krzewinkowe z wrzosem (<i>Calluna vulgaris</i> ; siedlisko 7120)	0,4	-	12,6	13,0
E. Powierzchnie bez roślinności				
nagi torf (element siedliska 7120)	-	-	1,1	1,1
lustro wody (siedlisko 3160, element siedliska 7120)	1,1	-	21,4	22,5
F. Płaty o mozaikowym charakterze				
płaty z mszarami regeneracyjnymi i mszarami wrzoścowymi (siedlisko 7120)	-	-	9,4	9,4
płaty z mszarami regeneracyjnymi oraz lasami bagiennymi, zaroślami i trzęślicowiskami (mozaika siedlisk 7120, 91D0)	17,4	1,2	14,4	33,0
G Roślinność na podłożu mineralnym (roślinność mineralnych wyniesień w obrębie torfowisk, głównie leśna, nie była charakteryzowana na poziomie zbiorowisk roślinnych)	0,3	-	38,7	39,0
Łącznie	505,01	163,6	586	1254,61

Tabela 4.3. Wykaz Emisyjnych Typów Siedlisk (GEST) zidentyfikowanych na torfowiskach objętych projektem, wraz z przypisanymi do nich jednostkami roślinności; w nawiasach podano nazwy angielskie oraz określające każdy z typów uwodnienie (klasę wilgotności gleby, por. Tabela 4.1.)

Emisyjny Typ Siedlisk	Jednostki roślinności na torfowiskach SPN	Powierzchnia [ha]
A. Siedliska bez roślinności (lub z bardzo ubogą roślinnością)		22,5
Lustro wody (Water table)	-	
Wilgotny nagi torf (Bare peat (moist); 3+)	-	0,6
Mokry nagi torf (Bare peat (wet); 4+(5+))	-	1,7
B. Leśne siedliska torfowiskowe, seria uboga (Oligotrophic Forested Peatland)		
Suche lasy i zarośla (Dry Forests and shrubberies; 2-)	nasadzenia świerkowe na torfie	9,4
Umiarkowanie wilgotne lasy i zarośla (Moderately moist Forest and shrubberies; 2+)	bór bagienny zdegenerowany z rokitnikiem pospolitym	510,1
	bór bagienny z trzęślica modrą	
	bagienny las brzoźowy zdegenerowany z rokitnikiem	
	bagienny las brzoźowy z trzęślica modrą lub sitem rozpierchłym	
Wilgotne lasy i krzewiaste zarośla (Moist Forests and shrubberies; 3+)	sosnowy bór bagienny	151,3
	brzezina bagienna	
	zespół woskownicy europejskiej	
Bardzo wilgotne lasy i zarośla (Very moist Forests and shrubberies; 4+)	sosnowy bór bagienny - najbardziej uwodnione płaty	2,6
C. Leśne siedliska torfowiskowe, seria przejściowa i żyzna (Meso and Eutrophic Forested Peatland)		
Suche lasy i zarośla (Dry Forests and shrubberies; 2-)	nasadzenia świerkowe na torfie	3,7
	nasadzenia olszowe na torfie	
Umiarkowanie wilgotne lasy i zarośla (Moderately moist Forest and shrubberies; 2+)	las brzoźowo-dębowy na torfie	263,6
	las dębowo-bukowy na torfie	
	bagienny las brzoźowy z jeżyną	
Wilgotne lasy i zarośla (Moist Forests and shrubberies; 3+)	bagienny las brzoźowy z turzycą błotną	0,2
Bardzo wilgotne lasy i zarośla (Very moist Forests and shrubberies; 4+)	ols porzeczkowy (wariant przesuszony)	7,3

Emisyjny Typ Siedlisk	Jednostki roślinności na torfowiskach SPN	Powierzchnia [ha]
Mokre lasy i zarośla (Wet Forests and shrubberies; 5+)	ols porzeczkowy (mokre, inicjalne postaci)	36,4
	łozowiska	
	zbiorowiska zaroślowe z klasy <i>Alnetea</i>	
D. Siedliska otwartych torfowisk (Open Peatlands)		
Umiarkowanie wilgotne łąki i ziołorośla (Moderately moist (forb) meadows; 2+)	nieleśne zbiorowiska roślinności zielnej na torfie	26,7
Mokre szuwary trzcinowe (Wet tall reeds; 5+)	szuwar trzcinowy	0,04
Mokre szuwary wielkoturzycowe (Wet tall sedges reeds; 5+(4+))	szuwary wielkoturzycowe	4,0
Mokre zbiorowiska niskoturzycowo-mszyste (Wet small sedges reeds mostly with moss layer; 5+(4+))	kwaśne młaki i zbiorowisko z sitem rozpierzchłym	3,6
Umiarkowanie wilgotne wrzosowiska (Moderately moist bog heath; 2+)	zbiorowisko krzewinkowe z wrzosem	8,8
Wilgotne wrzosowiska (Moist bog heath; 3+)	zbiorowisko krzewinkowe z wrzosem i trzęślicą modrą	4,3
Bardzo wilgotne wrzosowiska (Very moist bog heath; 4+)	mszar wrzoścowy (wariant z dominacją krzewinek)	10,4
	mszar wrzoścowy z woskownicą europejską	
Bardzo wilgotne mszary torfowcowe (Very moist peat moss lawn; 4+ (5+))	mszar wrzoścowy (wariant typowy) zbiorowisko z trzęślicą modrą, wełnianką pochwowatą i torfowcem kończystym	29,0
Mokre mszary torfowcowe (Wet peat moss lawn; 5+(4+))	mszar z wełnianką pochwowatą i torfowcem kończystym	13,1
Mszary torfowcowe w potorfiach (Peat moss lawn on former peat-cut off areas; 5+/4+)	wtórne, regeneracyjne mszary	106,3
Mokre dolinki z torfowcami i podtapiane mszary torfowcowe (Wet peat moss hollows resp. flooded peat moss lawn; 5+)	naturalne mszary przejściowo-torfowiskowe	0,3



Ryc. 4.1. Udział powierzchniowy zbiorczych jednostek roślinności na kartowanych torfowiskach

Najważniejszy i powierzchniowo dominujący typ lasów na badanych torfowiskach stanowią **bagienne bory sosnowe** (siedlisko przyrodnicze Natura 2000 91D0) (430 ha, ok. 34% powierzchni badanych torfowisk; Tab. 4.2, Ryc 4.1). Warstwa drzew ma w nich pochodzenie naturalne lub pochodzi z nasadzeń. Obok dominującej sosny (*Pinus sylvestris*) w domieszce występuje tu brzoza omszona (*Betula pubescens*), rzadziej brodawkowata (*Betula pendula*). Drzewa są na ogół proste, bez konarów w dolnej części. Sosny o typowo bagiennym pokroju, o licznych gałęziach zaczynających się od dolnych partii powyginanych pni spotyka się tylko lokalnie. Drzewostany pochodzące z nasadzeń, zwłaszcza młodsze, cechują się większym zwarcie niż naturalne bory bagienne. Runo roślin naczyniowych i mszaków jest zróżnicowane, co jest związane przede wszystkim z różnym poziomem wód gruntowych.

Najlepiej uwodnione są płaty typowego boru bagiennego (zespół *Vaccinio uliginosi-Pinetum*), zaliczane w GEST do Typów Emisyjnych „Wilgotne lasy i zarośla” i „Bardzo wilgotne lasy i zarośla” (seria oligotroficzna; Tab. 4.3). W ich runie rosną gatunki bagienne, takie jak wełnianka pochwowata (*Eriophorum vaginatum*), krzewinki z rodziny wrzosowatych czy mchy torfowce (Fot. 4.1). Fitocenozy takie stanowią jedynie 35% powierzchni borów bagiennych w obszarze badanych torfowisk (150 ha). Z nieco gorszym uwodnieniem podłoża związany jest wariant boru bagiennego z dużym udziałem trzęślicy modrej (*Molinia caerulea*) w runie (zbiorowisko *Molinia caerulea-Pinus sylvestris*; 21%, 91 ha; Fot 4.2). Niemal połowa powierzchni zajmowanej przez bory bagienne (ok. 44%, 189 ha; Tab. 4.2) została zaliczona do zdegradowanej ich postaci, określonej jako bór sosnowy na torfie z rokitnikiem pospolitym (*Pleurozium schreberi*), tj. jako zbiorowisko *Pleurozium schreberi-Pinus sylvestris* (Fot. 4.3). Gatunki bagienne w runie występują w niej sporadycznie i z bardzo małą obfitością. Runo jest podobne do runa boru świeżego, obficie rośnie w nim borówka czernica (*Vaccinium myrtillus*), borówka brusznicza (*Vaccinium vitis-idea*) oraz typowe mchy borowe jak rokitnik pospolity

(*Pleurozium schreberi*). W GEST fitocenozy takie zaklasyfikowane zostały do Typu Emisyjnego „Umiarkowanie wilgotne lasy i zarośla” (seria oligotroficzna; Tab. 4.3).



Fot. 4.1. Płaty typowego boru bagiennego (*Vaccinio uliginosi-Pinetum*), Ciemińskie Błota (fot. K. Bociąg)



Fot. 4.2. Wariant boru bagiennego z dużym udziałem trzęślicej modrej w runie (zbiorowisko *Molinia caerulea-Pinus sylvestris*), Ciemińskie Błota, (fot. K. Bociąg)

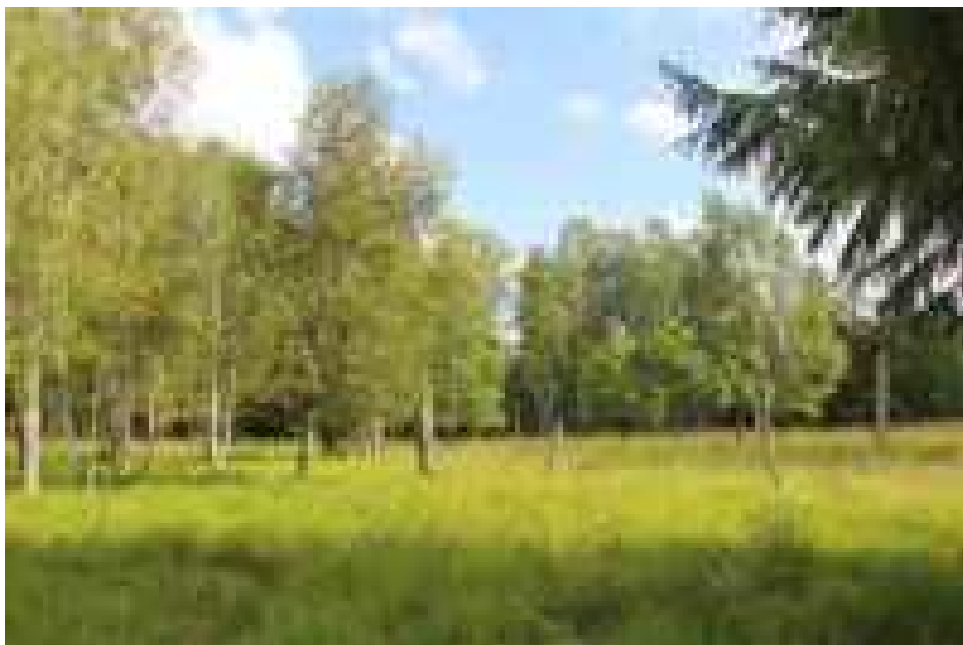


Fot. 4.3. Bór sosnowy na torfie z rokitnikiem pospolitym (zbiorowisko *Pleurozium schreberi-Pinus sylvestris*), Wielkie Bagno (fot. K. Bociąg)

Powierzchnia zajęta przez bagienne bory sosnowe podlega dynamicznym zmianom. Sosny wkraczają na powierzchnie otwartych torfowisk o przesuszonym podłożu, a w innych, okresowo podtopionych rejonach drzewostany sosnowe zamierają. Przy niskim poziomie wody gruntowej prowadzi to na ogół do odnawiania się drzewostanu zdominowanego przez brzozę lub do powstawania nieleśnych powierzchni opanowanych przez trzęślicę modrą (zbiorowisko z *Molinia caerulea*; Fot. 4.4). Tam, gdzie bór sosnowy wykształcił się w obniżeniach potorfii i drzewa zamierają w związku podniesieniem się poziomu wody, odtwarza się regeneracyjna roślinność mszarna lub też ponownie pojawia się młode pokolenie drzew, głównie brzozy.

Utrzymanie bądź przywrócenie bagiennego charakteru borów sosnowych na torfie w Słowińskim Parku Narodowym wymaga poprawy warunków wodnych – wyeliminowania wpływu systemu rowów melioracyjnych. Działanie takie zostały podjęte w ramach projektu (por. rozdz. 5).

Drugim co do zajętej powierzchni typem lasu na objętych projektem torfowiskach są **brzozowe lasy bagienne** (siedlisko przyrodnicze Natura 2000 91D0; 308 ha, ok. 25% powierzchni; Ryc 4.1, Tab. 4.2). Koncentrują się one w głównie w obwodowych partiach torfowisk, na nieco żyzniejszym podłożu. Ich obecne rozmieszczenie i stan wynika z historii odwodnienia i nasadzeń drzew na tym terenie, podobnie jak w przypadku borów bagiennych.



Fot. 4.4. Nieleśna enklawa na torfowisku Kluki w rejonie w przeszłości zajęтым przez bór bagienny - zbiorowisko z trzęślicą modrą (zbiorowisko z *Molinia caerulea*; fot. K. Bociąg)

Warstwę drzew buduje w fitocenozach tego typu przede wszystkim brzoza omszona (*Betula pubescens*), stale obecna jest też brzoza brodawkowata (*Betula pendula*). W wielu płatach rosną ponadto stare sosny. Część fitocenoz ma w bardzo młody drzewostan pochodzący z samosiewu, np. w rejonach odnawiania się lasu po wypadnięciu poprzedniej generacji drzew. Warstwa podrostu jest zróżnicowana – od bardzo słabo wykształconej (w starszych drzewostanach), do obfitej (przy młodej generacji drzew). Jest on budowany przez brzozy, miejscami z domieszką kruszyny (*Frangula alnus*) i jarzębiny (*Sorbus aocuparia*). Warstwa runa również jest zróżnicowana, zależna od stopnia uwodnienia i żyzności podłoża oraz wieku fitocenozy.

Runo typowe dla zespołu brzeziny bagiennnej (*Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*), złożone z licznych gatunków zielnych i mszaków, spotyka się na objętych projektem torfowiskach bardzo rzadko. Takie typowe, w miarę dobrze uwodnione płaty (Typ Emisyjny „Wilgotne lasy i zarośla”, seria oligotroficzna, Tab. 4.3) zajmują tu jedynie 2,5 ha. Dominującym przestrzennie typem bagiennego lasu brzozowego na badanych torfowiskach jest jego wariant z trzęślicą modrą (zbiorowisko *Molinia caerulea*-*Betula pubescens*; 211 ha, ok. 70% powierzchni zajętej przez brzozowe lasy bagienne; Fot. 4.5, Ryc 4.1, Tab. 4.2), o runie zdominowanym przez trzęślicę. Obfitość mszaków jest tu zależna od zwarcia runa zielnego, w skrajnych przypadkach znikoma. Nieliczne płaty bagiennego lasu brzozowego mają odmienne wykształconą warstwę runa. Są to fitocenozy z runem zdominowanym przez sit

rozpierzchły (zbiorowisko *Juncus effusus*-*Betula pubescens*), turzycę błotną (zbiorowisko *Carex acutiformis*-*Betula pubescens*) bądź też krzewinki borówek i mszaki (zbiorowisko *Pleurozium schreberi*-*Betula pubescens*). Podobnie jak w przypadku brzożowych lasów z trzęślicą, uwodnienie podłoża takich fitocenoz jest umiarkowane i sezonowo zmienne (Typ Emisyjny „Umiarkowanie wilgotne lasy i krzewiaste zarośla”). Najbardziej obwodowe partie torfowisk zajmuje nieco bardziej suchy i żyźniejszy wariant lasu brzożowego, w którym runo tworzą liczne, płójące się pędy jeżyn (zbiorowisko *Rubus spp.*-*Betula pubescens*; Fot. 4.6). Fitocenozy takie sklasyfikowano jako zdegenerowaną postać bagienno lasu brzożowego (Typ Emisyjny „Umiarkowanie wilgotne lasy i zarośla, seria przejściowa i żyzna, Tab. 4.3).

Podobnie jak bory bagienne, brzożowe lasy bagienne ulegają na badanych torfowiskach dynamicznym zmianom. W wielu miejscach zastępują one zamierające drzewostany sosnowe czy otwarte mszary na podsuszonym torfie. Z kolei w obwodowych, suchszych i żyźniejszych partach torfowisk zdegenerowane brzeziny z jeżyną przekształcają się w lasy brzożowo-dębowe. Tą ostatnią tendencję obserwuje się zwłaszcza na torfowisku Kluki.

Niewielki powierzchniowy udział w roślinności badanych torfowisk mają **bagienne lasy olszowe**. Zajmują one niecałe 2% ich powierzchni (Tab. 4.2, Ryc. 4.1) i występują niemal wyłącznie na Ciemińskich Błotach. Fitocenozy tej grupy mają charakter olsów porzeczkowych (*Ribeso nigri*-*Alnetum*), ze znaczącym udziałem brzozy w drzewostanie i stosunkowo niskim poziomem wody gruntowej (Typ Emisyjny „Bardzo wilgotne lasy i zarośla”, seria przejściowa i żyzna; Tab. 4.3) lub też występujących na dobrze uwodnionym podłożu inicjalnych postaci tego zespołu, z typowym runem i młodym, niskim drzewostanem (Typ Emisyjny „Mokre lasy i zarośla”, seria przejściowa i żyzna, Tab. 4.3). Specyficzny, nasadzony, jednowiekowy drzewostan olchowy, z bardzo skąpym runem, stwierdzono ponadto na przesuszonym torfie na Wielkim Bagnie oraz na niewielkiej powierzchni na torfowisku Kluki. Ze względu na niską wilgotność podłoża i jego ubogi charakter te fitocenozy zaliczono do Typu Emisyjnego „Suche lasy i zarośla”, seria oligotroficzna (Tab. 4.3).

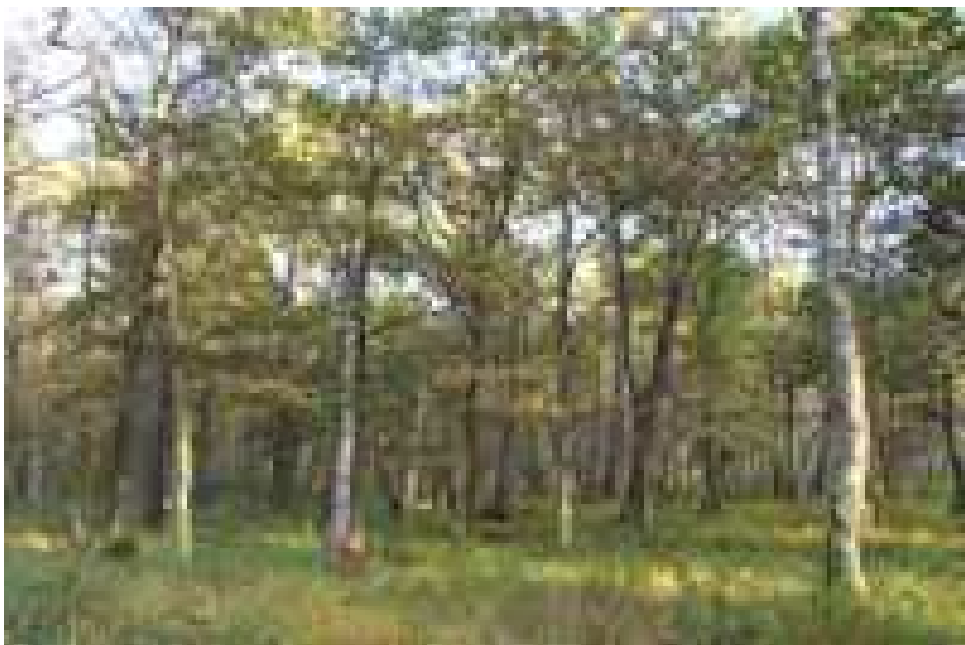
Jak wspomniano na początku, żyzne, bagienne lasy olszowe w obszarze badań zajmują niewielką powierzchnię, istotne są jedynie na Ciemińskich Błotach. Na tym torfowisku można oczekiwać niewielkiego wzrostu ich powierzchni w miarę dojrzewania inicjalnych postaci zbiorowiska oraz przekształcania się w zbiorowiska leśne występujących tam zbiorowisk zaroślowych.



Fot. 4.5. Bagienny las brzozowy z trzęślicą modrą (zbiorowisko *Betula pubescens*-*Molinia caerulea*), Ciemińskie Bota (fot. K. Bociąg)



Fot. 4.6. Bagienny las brzozowy z jeżynami w runie (zbiorowisko *Rubus spp.*-*Betula pubescens*), Wielkie Bagno (fot. K. Bociąg)



Fot. 4.7. Las brzozowo-dębowy na torfie (zbiorowisko *Betula spp.-Quercus robur*), Kluki, (fot. K. Bociąg)

W sąsiedztwie opisanych powyżej lasów bagiennych, na zmurszałym torfie wykształca się specyficzny **las brzozowo-dębowy na torfie** (zbiorowisko *Betula spp.-Quercus robur*; siedlisko przyrodnicze Natura 2000 9190; Fot. 4.7). Lasy te zajmują obwodowe partie torfowisk na przesuszonym torfie i stanowią na nich trzecią pod względem powierzchni, po sosnowym borze bagiennym i bagiennym lesie brzozowym, jednostkę roślinności. Łącznie zajmują one powierzchnię ok. 166 ha, co stanowi nieco ponad 13% kartowanej powierzchni. Szczególnie rozległe powierzchnie tego typu fitocenoz występują na torfowisku Kluki. Na tym torfowisku ich udział porównywalny jest do brzozowych lasów bagiennych czy sosnowych borów bagiennych. Drzewostan lasu brzozowo-dębowego na torfie jest budowany przez brzozy (głównie przez brzozę omszoną, z domieszką brzozy brodawkowatej) oraz dęb szypułkowy (*Quercus robur*). Ponadto spotyka się w nim stare sosny, czasem też topole osiki (*Populus tremula*). Dęby występują przede wszystkim w warstwie podrostu oraz w niższej i młodszej warstwie drzew. Stare dęby spotyka się sporadycznie, na ogół przy rowach wzdłuż starych dróg i linii oddziałowych. Mają one duże znaczenie dla rozwoju obecnych drzewostanów jako źródło nasion. Runo takich lasów jest zróżnicowane, co ma związek z stopniem uwodnienia i żyzności podłoża. W fitocenozach najbardziej zbliżonych do lasów bagiennych w runie dominuje trzęślica modra i liczne mchy. W typowej postaci tego lasu podłoże jest podsuszone (Typ Emisyjny „Umiarkowanie wilgotne lasy i zarośla, seria przejściowa i żyzna, Tab. 4.3), a runo jest bogate w gatunki zielne z licznym udziałem jeżyny i małą obfitością mchów.

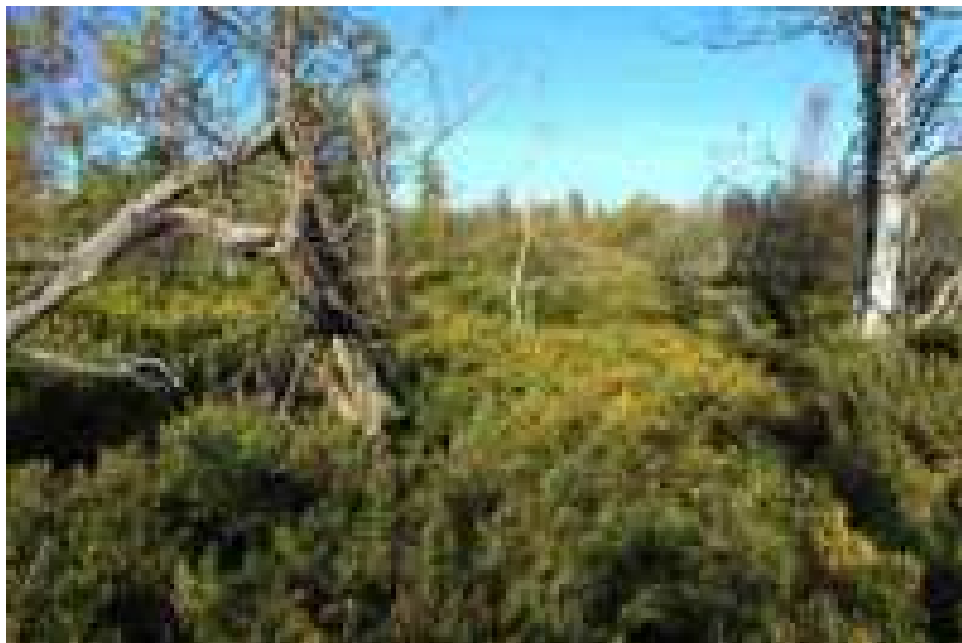
Lasy brzozowo-dębowe na badanych torfowiskach wykształcają się spontanicznie na przesuszonym torfie, w miejscach pierwotnie zajmowanych przez bagienne lasy brzozowe. Przyszłe warunki wilgotnościowe i klimatyczne zdecydują, czy dęby będą miały dogodne warunki do dalszego wzrostu i czy obecność takich lasów na torfie będzie trwała. Warto zaznaczyć, że w przymorskiej strefie na podłożu mineralnym występują fitocenozy podobnego typu, zaliczane do zespołu pomorskiego lasu brzozowo-dębowego (*Betulo-Quercetum*). Zaliczenie do tego zespołu drzewostanów na torfowiskach Słowińskiego Parku Narodowego nie wydają się słuszne, ze względu na odmienną genezę i udział brzozy omszonej w drzewostanie.

Na płytkim pokładzie zmurszałego torfu, w północnej części torfowiska Kluki są niewielkie powierzchnie starych **lasów dębowo-bukowych**. W warstwie drzew oprócz starych buków i dębów szypułkowych rosną też miejscami pojedynczo stare, wysokie sosny. Warstwa podrostu i runa jest bardzo uboga. Podłoże jest zwykle przysłonięte warstwą martwych liści bukowych i dębowych. Lasy te mają charakter reliktowy i łącznie zajmują powierzchnię ok. 8 ha (niecałe 0,7% powierzchni torfowisk, Tab. 4.2, Ryc 4.1). Zaliczono je do Typu Emisyjnego „Umiarkowanie wilgotne lasy i zarośla, seria przejściowa i żyzna (Tab. 4.3).

Na przesuszonym torfie, miejscami występują niewielkie płyty starych **nasadzeń świerkowych** (Typ Emisyjny „Suche lasy i zarośla”, seria oligotroficzna i seria przejściowa i żyzna, Tab. 4.3). Miejsca takie są florystycznie bardzo ubogie, pod zwartym okapem świerków praktycznie brak jest podrostu i runa. Pojedynczo występują niewielkie darnie mchów. W przeszłości nasadzenia świerkowe zajmowały większą powierzchnię. Wypadające drzewostany świerkowe zastępowane są przez młode naloty brzozowe lub zwarte płyty trzęsłicy modrej. Miejscami (zwłaszcza w pobliżu wciąż żywych drzewostanów) obserwuje się odnawianie świerka w postaci gęstych, zwartych skupień młodych siewek i podrostu. Należy dążyć do ograniczenia występowania świerka na torfowiskach w Słowińskim PN ze względu na obcy geograficzny charakter tego gatunku oraz skrajnie ubogi typ lasu, który się tworzy z jego udziałem.

Roślinność zaroślową tworzą na badanych torfowiskach zespół woskownicy europejskiej (*Myricetum gale*), łozowiska z wierzbą uszatą i woskownicą europejską (*Myrico-Salicetum auritae*) oraz inne, nie ujęte w randze zespołów, zbiorowiska zaroślowe z klasy *Alnetea*. Występują one przede wszystkim w północnej części Ciemnińskich Błot. Na wilgotnym podłożu niewysokie zarośla z mszystym runem tworzy woskownica europejska (zespół *Myricetum gale*; Typ Emisyjny „Wilgotne lasy i krzewiaste zarośla”, seria oligotroficzna; Tab. 4.3, Fot. 4.8). W miejscach dobrze uwodnionych i żyznych, w sąsiedztwie szuwarów i olsów, wykształcają się wysokie zarośla budowane przez krzewiste wierzby oraz duże okazy woskownicy (zespół *Myrico-Salicetum auritae*, Typ Emisyjny „Mokre lasy i krzewiaste zarośla”, seria przejściowa i żyzna, Tab. 4.3). Runo składa się z gatunków zielnych oraz mchów brunatnych, jest zmienne co do obfitości i składu gatunkowego. Rozmieszczenie roślinności zaroślowej ma charakter dynamiczny. Obecnie fitocenozy zaroślowe zajmują 23,9 ha, tj. 1,9% powierzchni badanych torfowisk (Ryc 4.1, Tab. 4.2). Z

czasem przekształca się one w olsy. Z drugiej strony pojawiają się nowe zajęte przez nie powierzchnie, w miejscach aktualnie zajętych przez szuwały.

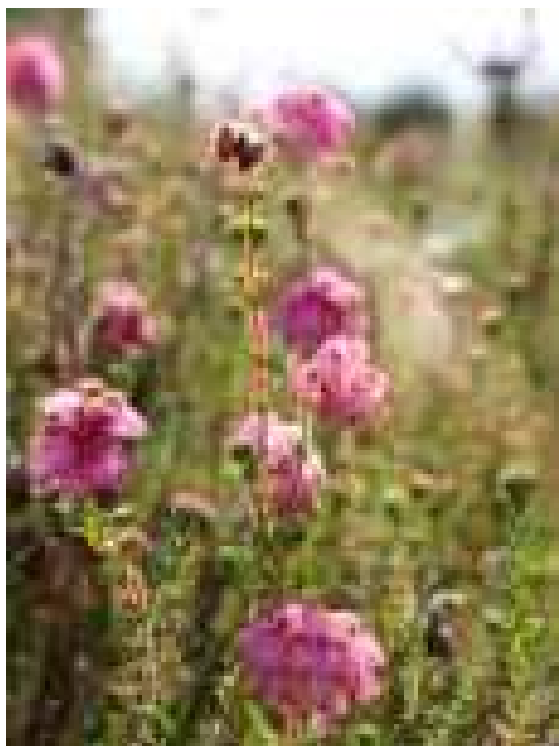


Fot. 4.8. Zarośla woskownicy europejskiej (zespół *Myricetum gale*), Ciemińskie Błota (fot. K. Bociąg)

Jednym z najcenniejszych elementów roślinności badanych torfowisk są nieleśne zbiorowiska wysokotorfowiskowe. Mają one swoistą specyfikę, wynikającą z łagodnego, wilgotnego klimatu strefy nadmorskiej. Obecność gatunków związanych z takim klimatem, zwłaszcza wrzośca bagiennego (*Erica tetralix*) sprawia, że występujące tu **mszary wysokotorfowiskowe (siedlisko przyrodnicze Natura 2000 7110)** klasyfikuje się jako odrębny zespół – **mszar wrzoścowy** (*Erico-Sphagnetum medii*). Powierzchnia i stan zachowania tych mszarów na torfowiskach objętych projektem wynika z prowadzonej przed powstaniem Parku Narodowego gospodarki leśnej, melioracyjnej oraz pozyskania torfu. Obecnie zajmują one 45,4 ha, co stanowi jedynie 3,7% powierzchni badanych torfowisk (Ryc 4.1, Tab. 4.2). Występują one na wierzchołkach każdego z torfowisk oraz w dawnych, w pełni już zregenerowanych wyrobiskach. W warstwie zielnej mszarów wrzoścowych dominują krzewinki – wrzos zwyczajny (*Calluna vulgaris*), wrzosiec zwyczajny (*Erica tetralix*), żurawina błotna (*Oxycoccus palustre*) oraz wełnianka pochwowata (*Eriophorum vaginatum*). Sporadycznie zdarza się też wełnianeczka darniowa (*Baeothryon cespitosum*). Obfitość i skład warstwy mszystej zależy od stopnia uwodnienia podłoża. Miejsca dobrze uwodnione zajmuje mszar wrzoścowy z dominacją torfowców (zaliczony do Typu Emisyjnego „Bardzo wilgotne mszary torfowcowe”). Ma

on warstwę mszysta o niemal 100% zwarcie, złożoną prawie wyłącznie z torfowców, z niewielką domieszką mchów brunatnych i porostów. Do tej grupy należą też młode, inicjalne płyty zespołu, w których runie obok gatunków wysokotorfowiskowych licznie występują rośliny przejściwotorfowiskowe, zwłaszcza wełnianka wąskolistna (*Eriophorum angustifolium*). Takie młode postacie mszaru wrzoścowego powstają naturalnie w toku sukcesji roślinności torfowiskowej (np. na Ciemińskim Błocie). Z kolei w starych potorfiach (np. na Wielkim Bagnie) powstają wtórnie w efekcie postępującej regeneracji roślinności torfowiskowej.

W obszarze badanych torfowisk wyróżniono także mszar wrzoścowy z dominacją wrzosowatych (*Ericaceae*), występujący na najwyżej położonych fragmentach wierzchowin torfowisk, wykazujących wyraźne skutki odwadniania. W warstwie zielnej silnie jest w tych płatach zaznaczona dominacja wrzосу i wrzośca, mniej jest wełnianki. Warstwa mszysta złożona jest zarówno z torfowców jak i mchów brunatnych, z domieszką porostów. Takie zdegradowane fitocenozy tracą zdolności torfotwórcze, upodabniając się do wilgotnych wrzosowisk typowych dla kwaśnego, wilgotnego podłoża mineralnego lub mineralno-organicznego. W systemie GEST zaliczone zostały do Typu Emisyjnego „Bardzo wilgotne wrzosowiska” (Tab. 4.3, Fot. 4.9-4.10).



Fot. 4.9. Wrzosiec bagienny (*Erica tetralix*), gatunek charakterystyczny dla mszaru wrzoścowego (zespół *Erico-Sphagnetum medii*; fot. K. Bociąg)



Fot. 4.10. Mszar wrzoścowy (zespół *Erico-Sphagnetum medii*) z dominacją wrzosowatych (*Ericaceae*), Wielkie Bagno (fot. K. Bociąg)

Mszar wrzoścowy stanowi najcenniejszy, ale zarazem najbardziej zagrożony element przyrodniczy objętych projektem torfowisk. Zbyt niski poziom wód gruntowych, związane z tym postępujący rozkład torfu i sukcesja drzew (sosny i brzozy) sprawiają, iż bez ochrony czynnej (budowa piętrzeń na rowach melioracyjnych, okresowe usuwanie nalotów i podrostu drzew) nie jest możliwe ich zachowanie.

Stosunkowo niewielkie powierzchnie na badanych torfowiskach zajmują dobrze uwodnione **naturalne mszary przejściowotorfowiskowe i młaki** (2,7 ha, 0,2%; Ryc 4.1, Tab. 4.2). Występują one m.in. w północnej części Ciemińskich Błot oraz wokół dystroficznego jeziora na Wielkim Bagnie. Są to ubogie w gatunki fitocenozy, w których w warstwie mszystej dominują torfowce (głównie torfowiec kończysty (*Sphagnum fallax*), np. zbiorowiska *Eriophorum vaginatum*-*Sphagnum fallax*, *Molinia caerulea*-*Eriophorum vaginatum*-*Sphagnum fallax*, *Carex rostrata*-*Sphagnum fallax*) lub mchy brunatne (kwaśne młaki z turzycą pospolitą (*Carex nigra*)). Ich fizjonomia oraz skład gatunkowy są często identyczne z płacami roślinności regeneracyjnej rozwijającej się w dawnych potorfiach. Zbiorowiska z tej grupy zaliczono do trzech różnych Typów Emisyjnych (Tab. 4.3): „Mokre mszary torfowcowe” (zbiorowisko *Eriophorum vaginatum*-*Sphagnum fallax*), „Mokre zbiorowiska niskoturzycowo-mszyste” (kwaśne młaki) i „Mokre dolinki z torfowcami

i podtapiane mszary torfowcowe” (pozostałe zbiorowiska, tworzące emersyjne pło wokół zbiornika dystroficznego).

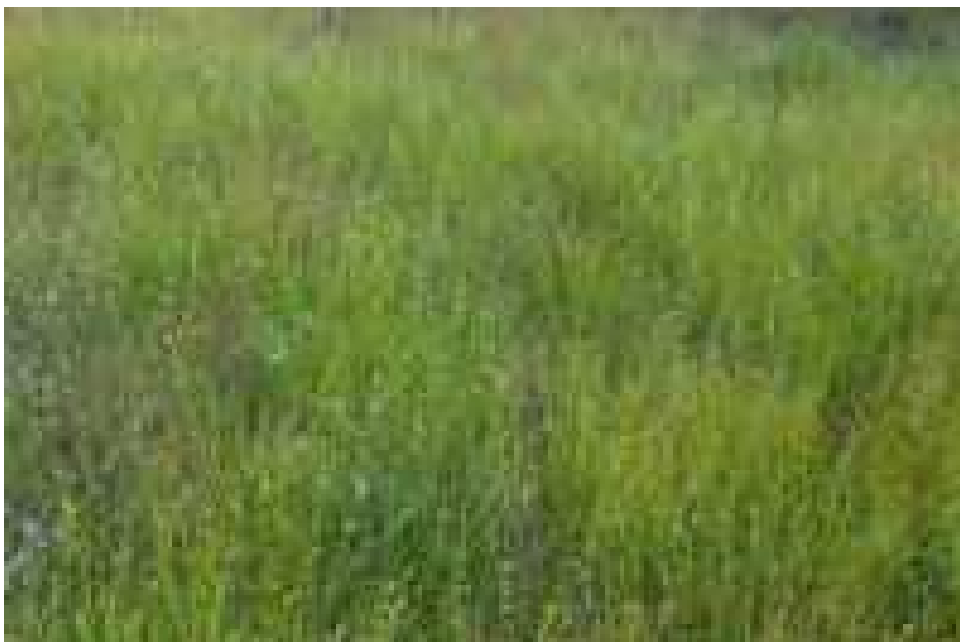
Istotny element otwartej roślinności torfowiskowej stanowią natomiast **wtórne, regeneracyjne mszary** (Fot. 4.11-4.13). Zajmują one w badanym obszarze 84,4 ha, tj. 6,7% powierzchni torfowisk; Ryc 4.1, Tab. 4.2). Wynika to z prowadzonego w przeszłości na dużą skalę pozyskania torfu. Duże powierzchnie wtórne mszary zajmują przede wszystkim na Wielkim Bagnie, gdyż oprócz ręcznego pozyskiwania torfu, od dawna prowadzona była na nim także przemysłowa eksploatacja. Fitocenozy te budowane są przez zaledwie kilka, najwyżej kilkanaście gatunków roślin. W ich najczęstszej, ubogiej, kwaśnej serii są to zbiorowiska mszarne z torfowcem spiczastolistnym (*Sphagnum cuspidatum*) bądź kończystym (*Sphagnum fallax*) w warstwie mchów oraz z wełnianką wąskolistną (*Eriophorum angustifolium*), wełnianką pochwowatą (*Eriophorum vaginatum*), przygielką białą (*Rhynchospora alba*), trzęślicą modrą (*Molinia caerulea*), turzycą dzióbkowatą (*Carex rostrata*) w warstwie zielnej. Znacznie rzadziej są to zbiorowiska nieco żyzniejsze i bogatsze w gatunki. W tego typu układach warstwa mszysta jest bogatsza o mchy brunatne np. płonnik pospolity (*Polytrichum commune*) czy mezotroficzne torfowce np. torfowiec błotny (*Sphagnum palustre*), torfowiec nastroszony (*Sphagnum squarrosum*). Odrębną grupę zbiorowisk regeneracyjnych stanowią inicjalne zbiorowiska na torfie odsłoniętym po spadku poziomu wody. W miejscach takich odnotowuje się płaty z sitem drobnym (*Juncus bulbosus*), torfowcem spiczastolistnym (*Sphagnum cuspidatum*) i warnstorfią pływająca (*Warnstorfia fluitans*). W ujęciu GEST „Mszary torfowcowe w potorfiach” stanowią odrębny Typ Emisyjny (Tab. 4.3).

Powierzchnia zajęta przez poszczególne fitocenozy regeneracyjne zależy jest od wielkości wyrobisk i waha się do zaledwie kilku metrów kwadratowych do rozległych wielohektarowych przestrzeni na Wielkim Bagnie. Często też zbiorowiska te tworzą przestrzenną mozaikę z roślinnością leśną lub resztkami mszaru wrzoścowego (Fot. 4.14).

Mszarna roślinność regeneracyjna jakkolwiek uboga gatunkowo, jest bardzo ważna dla podtrzymania procesów torfotwórczych na dawniej eksploatowanych torfowiskach. Przy odpowiednich warunkach z czasem mogą z niej wykształcić mszary wrzoścowe. Proces ten zachodzi już obecnie np. w północnej części Wielkiego Bagna.



Fot. 4. 11. Regeneracyjne zbiorowisko mszarne z sitem drobnym (*Juncus bulbosus*) i torfowcem spiczastolistnym (*Sphagnum cuspidatum*), Wielkie Bagno (fot. K. Bociąg)



Fot. 4.12. Regeneracyjne zbiorowisko mszarne z przygielką białą (*Rhynchospora alba*) w wartwie zielnej, Wielkie Bagno (fot. K. Bociąg)



Fot. 4.13. Regeneracyjne zbiorowiska mszarne z torfowcem spiczastolistnym (*Sphagnum cuspidatum*), Wielkie Bagno (fot. K. Bociąg)



Fot. 4.14. Mozaika zbiorowiska regeneracyjnego z przygielką białą (*Rhynchospora alba*) w potorfiach i zdegenerowanym mszarem wrzoścowym (zespół *Erico-Sphagnetum medii*), Wielkie Bagno (fot. K. Bociąg).



Fot. 4.15. Szuwar turzycy błotnej (zespół *Caricetum acutiformis*), Wielkie Bagno (fot. K. Bociąg)

Szuwary trzcinowe i wielkoturzycowe (stanowiące Typy Emisyjne „Mokre szuwary trzcinowe” i „Mokre szuwary wielkoturzycowe”, Tab. 4.3, Fot. 4.15) występują przede wszystkim w północnej części Ciemińskich Błot. Łącznie zajmują one 6 ha, co stanowi niecałe 0,5% powierzchni torfowisk (Ryc 4.1, Tab. 4.2). Wykształcenie niskiego runa złożonego z mszaków i drobnych roślin zielnych zależy od zwarcia turzyc i trzciny. Im zwarcie tych ostatnich jest większe tym mniej jest mszaków i niskich roślin naczyniowych.

Roślinność szuwarowa związana jest z obwodowymi żyznymi partiami torfowisk lub żyznych dawnych torfowych wyrobisk. Podwyższona względem okolicy zawartość substancji biogennej w tych ostatnich wynika zwykle z odsłonięcia niższych, żyzniejszych warstw torfu, ewentualnie ich rolnego użytkowania i nawożenia w przeszłości.

Zbiorowiska roślinności zielnej na torfie mają na objętych projektem torfowiskach dwojakie pochodzenie. Są to pozostałości po dawnych formach użytkowania gruntu (dawne łąki, pastwiska, rzadziej poletka uprawne) lub też zbiorowiska, które wykształciły się po wypadnięciu drzewostanu. W obu przypadkach są to powierzchnie umiarkowanie wilgotne (Typ Emisyjny „Umiarkowanie wilgotne łąki i ziołorośla”). Z dawnymi formami użytkowania związane są fitocenozy z sitem rozpięchłym (*Juncus effusus*) i śmiałkiem darniowym (*Deschampsia caespitosa*) z rzędu *Molinietalia caerulea*. Natomiast w rejonach po wypadnięciu drzewostanu oraz na dawnych drogach i liniach oddziałowych rozwijają się bardzo często fitocenozy zdominowane przez trzęślicę modrą, rzadko płaty z dużym udziałem orlicy

(*Pteridium aquilinum*) i domieszką trzęślicy. Łącznie tego typu fitocenozy zajmują 28,3 ha, co stanowi nieco ponad 2% powierzchni objętych projektem torfowisk (Ryc 4.1, Tab. 4.2).

Na silnie przesuszonych powierzchniach ze zmurszałym torfem, powstałych po eksploatacji torfu na Wielkim Bagnie, wykształca się miejscami **roślinność wrzosowiskowa** (zbiorowisko z *Calluna vulgaris*, zbiorowisko z *Calluna vulgaris* i *Molinia caerulea*; Fot. 4.16). Obecność tych zbiorowisk, zdominowanych przez wrzos i/lub trzęślicę, bez znaczącego udziału gatunków bagiennych, świadczy o postępującej degradacji torfowiska. Zajmują one 13 ha, co stanowi nieco ponad 1% powierzchni objętych kartowaniem torfowisk (Ryc 4.1, Tab. 4.2). W zbiorowisku z *Calluna vulgaris* w warstwie runa dominuje wrzos, w warstwie mszystej rośnie głównie rokiety cyprysowy (*Hypnum cupressiforme*). Obfitość mszaków jest zmienna – od niemal całkowitego braku do pokrywania przekraczającego 50%. To zbiorowisko zaliczono do Typu Emisyjnego „Umiarkowanie wilgotne wrzosowiska”. Zbiorowisko z *Calluna vulgaris* i *Molinia caerulea* cechuje się udziałem trzęślicy oraz niewielkim udziałem torfowców i występuje na nieco wilgotniejszym podłożu. Zaliczono je do Typu Emisyjnego „Wilgotne wrzosowiska”. Fitocenozy wrzosowiskowe wydają się być stosunkowo trwałe w badanym obszarze. Przesychające latem i okresowo podtapiane w okresie jesienno-wiosennym słabo przepuszczalne, murszowe podłoże nie sprzyja osiedlaniu się nowych gatunków, w tym drzew.

Na powierzchniach poeksploatacyjnych na Wielkim Bagnie spotyka się też niemal niezasiedlone przez rośliny **powierzchnie odsłoniętego torfu (nagi torf)**. Część z nich, wyżej położona, jest silnie przesuszona. Latem często są widoczne na niej charakterystyczne spękania, powstałe przy kurczeniu się objętości, przesychającego, zmurszałego torfu (Fot. 4.17). Takie powierzchnie należą do Typu Emisyjnego „Wilgotny nagi torf” (Tabela 4.3). W rozproszeniu trafiają się na nich wełnianka wąskolistna (*Eriophorum angustifolium*), trzęślica i niewielkie skupienia mszaków, np. widłoząbka szyjkowatego (*Dicranella cerviculata*). W zalanych wodą płytkich potorfach latem, przy spadku poziomu lustra wody, odsłaniają się też dobrze uwodnione powierzchnie niezasiedlonego przez rośliny torfu (Typ Emisyjny „Mokry nagi torf”). Z czasem, jeśli nie ulegną one ponownemu zalaniu, pojawia się na nich inicjalna roślinność regeneracyjna. W okresie kartowania powierzchni odsłoniętego torfu łącznie stanowiły ok. 1,1 ha, co stanowi mniej niż 0,1% powierzchni objętych projektem torfowisk.



Fot. 4.16. Zbiorowisko z wrzosem zwyczajnym (*Calluna vulgaris*), Wielkie Bagno (fot. K. Bociąg)



Fot. 4.17. Popękana powierzchnia odsłoniętego torfu, Wielkie Bagno (fot. K. Bociąg)

Wody powierzchniowe występujące na objętych projektem torfowiskach zajmują 22,5 ha, tj. ok. 1,8% ich powierzchni. Stanowią one odrębny Typ Emisyjny „Lustro wody”, Tab. 4.3). Na Wielkim Bagnie występują rozległe, płytkie wyrobiska, w których trwale stagnuje woda, w zachodniej części tego torfowiska jest też jeden naturalny zbiornik dystroficzny. Woda w tych zbiornikach ona silnie brązowe zabarwienie i niski odczyn. Ponadto woda stale wypełnia główny, rów melioracyjny na torfowisku Kluki (tzw. kanał C9). Jest ona nieco mniej kwaśna, co wynika z tranzytowego charakteru tego kanału. W wodach tych niemal brak jest roślinności. W płytkiej strefie brzegowej niektórych zbiorników poeksploatacyjnych występują sit rozpierzchły (*Juncus effusus*), sit drobny (*Juncus bulbosus*), wełnianka wąskolistna (*Eriophorum angustifolium*) rzadziej turzyca dzióbkowata (*Carex rostrata*) oraz mszaki – torfowiec spiczastolistny (*Sphagnum cuspidatum*) i warnstorfia pływająca (*Warnstorfia fluitans*). W kanale C9 rozwijają się miejscami zbiorowiska drobnych pleustofitów, głównie zbiorowisko z rzęsą drobną (*Lemna minor*).

Na silnie zróżnicowanych powierzchniach poeksploatacyjnych tworzących złożony przestrzenny układ roślinności w obniżonych, niewielkich potorfach oraz na wyniesionych groblach opisano jako kompleksowe płaty o mozikowym (mieszanym) charakterze. Są powierzchnie na których w potorfach występują regeneracyjne mszary, a na wąskich groblach i małych fragmentach wierzchowiny torfowiska – inne typy roślinności. Najczęściej są to zdegenerowane postacie borów lub lasów bagiennych (Fot. 4.18), rzadziej zarośla, zbiorowisko trzęślicy modrej, bądź nawet mszarów wrzoścowych z dominacją krzewinek (Fot. 4.19). Łącznie płaty takie zajmują 42,4 ha, tj. 3,4% powierzchni torfowisk (Ryc 4.1, Tab. 4.2). W przypadku płatów z roślinnością leśną i zaroślową na groblach, którym towarzyszą małe lub wąskie potorfia drzewa zaciniają obniżenia przez co ograniczają możliwości rozwoju roślinności mszarnej. Takie mozaikowe powierzchnie wymagają ochrony czynnej, tj. usuwania drzew z grobli, aby stwarzać lepsze warunki do regeneracji roślinności mszarnej.

4.2.2. Charakterystyka roślinności objętych projektem torfowisk

Obszar **torfowiska Kluki** (Klucky Las) zdominowany jest przez bagienne lasy o różnym stanie zachowania, niemal brak tu jest wysokotorfowiskowych mszarów (Ryc 4.2). W związku z kilkunastowieczną historią i skalą prowadzonych odwodnień, w chwili tworzenia Słowińskiego Parku Narodowego, czyli w latach 60-tych XX w., bezleśny, mszarny charakter miała jedynie centralna część północnej kopuły torfowiska oraz niewielkie fragmenty w rejonie kopuły południowej (przy czym ten rejon był w przeszłości powierzchniowo eksploatowany). Od tego czasu powierzchnia mszaru na torfowisku zmniejszyła się jeszcze bardziej, gdyż otwarte mszary na północnej kopule zanikły zupełnie: dziś cały jej szczyt porasta niski bór bagieny. Enklawy mszaru wrzoścowego w części południowej utrzymywane są w stanie bezleśnym dzięki zabiegom ochrony czynnej. Pierwsze takie działania pod-



Fot. 4.18. Fitocenoza o mozaikowym charakterze: mszarne zbiorowisko regeneracyjne w potorfiach i roślinność boru bagiennego na groblach (fot. K. Bociąg)



Fot. 4.19. Fitocenoza o mozaikowym charakterze: mszarne zbiorowisko regeneracyjne w potorfiach i zbiorowisko z trzęślicą modrą na groblach, Kluki (fot. K. Bociąg)

jęte zostały przez Słowiński Park Narodowy ok. 10 lat temu. Przyniosły one dobre efekty: pozwoliły na zachowanie wspomnianych enklaw, ponadto udało się odtworzyć mszar wrzoścowy na niskich groblach w jednym z rejonów dawnych potorfii. W ramach przedsięwzięcia LIFE PeatRestore takie działania zostały podjęte w obrębie kolejnych potorfii.

Lasy bagienne torfowiska są zróżnicowane, a ich charakter zmienił się dość mocno w ciągu ostatnich 50 lat. W centralnej, najwyżej wyniesionej części północnego basenu torfowiska, miejsce wcześniej występującego mszaru zajął młody bór bagienny (*Vaccinio uliginosi-Pinetum*). Płaty typowego boru bagiennego występują także w części dawnych potorfii w południowej części torfowiska. Często jest też na tym torfowisku postać boru bagiennego z dominacją w runie trzęślicy modrej (zbiorowisko *Molinia caerulea-Pinus sylvestris*), a także jego najbardziej zdegradowana postać, z rokitnikiem pospolitym (*Pleurozium schreberi-Pinus sylvestris*). Bory bagienne na wszystkich trzech kopułach wysokotorfowiskowych torfowiska Kluki są miejscem występowania maliny moroszki (*Rubus chamaemorus*). Rośnie ona w rozproszeniu w rejonie północnej i środkowej kopuły, na południowej ma jedynie pojedyncze stanowiska.

Występujące w latach 80-tych XX wieku gradacje owadów i wahania poziomu wody sprawiły, że część starych drzewostanów sosnowych, a także nasadzenia świerkowe, zaczęły masowo zamierać. Miało to miejsce głównie w rejonie północnej i środkowej kopuły torfowiska. Nowe pokolenie drzew, które pojawiło się w ich miejsce, składa się głównie z brzozy, czasem z domieszką dębu. W efekcie powierzchnie te upodobiły się do okalających kopuły bagiennych lasów brzozowych oraz lasów brzozowo-dębowych. Miejscami luki po wypadnięciu starego drzewostanu zachowują bezleśny charakter i porośnięte są przez płaty trzęślicy modrej (Fot. 4.4) lub orlicy zwyczajnej.

Na torfowisku Kluki znaczne powierzchnie zajmuje bagienny lasy brzozowy z trzęślicą (zbiorowisko *Molinia caerulea-Betula pubescens*). W części są to młode fitocenozy, które, jak opisano powyżej, rozwinęły się w miejsce wcześniejszego pokolenia sosen i świerków. W bardziej suchych rejonach na powierzchniowo zmurszałym torfie wykształca się las brzozowo-dębowy (Fot. 4.7). W sąsiedztwie lasu brzozowo-dębowego, w północnej części kompleksu spotyka się niewielkie powierzchnie lasu bukowo-dębowego, rosnącego na wilgotnych glebach mineralno-organicznych (Ryc 4.2).

Roślinność **Ciemieńskich Błot** wykazuje specyficzną strefowość wynikającą z przyjeziornego położenia. Jego północna część, od strony jeziora Łebsko, ma charakter niskotorfowiskowy i jest dobrze uwodniona. Dominuje tu roślinność zaroślowa, bagienne lasy olchowe (żyzne olsy) oraz niewielkie powierzchnie szuwaru trzcinowego (Ryc 4.3). Obok typowych, dobrze wykształconych olsów z dojrzałym drzewostanem, częste są tu ich inicjalne płaty tworzone przez niskie, młode drzewa, z dużym udziałem wierzb. Świadczy to o dużej w tym rejonie dynamice roślinności i stale zachodzącej sukcesji. Na roślinność zaroślową składają się zaro-

śla wierzbowe oraz wierzbowo-olchowe. Częsty jest w nich udział młodych brzoź oraz woskownicy europejskiej (*Myrica gale*). Ten ostatni gatunek miejscami tworzy zwarte jednogatunkowe zakrzewienia. Wyodrębnia się je jako specyficzne dla strefy przy morskiej zbiorowisko zarośli woskownicowych (Fot. 4.8). Zarośla te stanowią najcenniejszy botanicznie składnik roślinności niskotorfowiskowej tego obiektu.

Południowa część torfowiska to obszar znacznie mniej żyzny. Roślinność ma tu charakter przejściowo- i wysokotorfowiskowy. Pierwszy typ reprezentują głównie bagienne lasy brzożowe (Fot. 4.5) oraz roślinność regeneracyjna w potorfiach, zaś drugi – bory bagienne oraz mszar wrzoścowy. Bagienne lasy brzożowe lokują się partiach obwodowych, podczas gdy centralną część torfowiska zajmuje bór bagienny i mszar. Dobrze zachowanych i typowo wykształconych bagiennych lasów brzożowych jest niewiele. Przeważają płyty przesuszone, o skąłym udziale gatunków bagiennych w runie. Wiele płatów ma młody, zwarty drzewostan, co dodatkowo hamującą wpływa na obecność gatunków bagiennych, które są światłolubne. Rośliną często dominującą w runie jest trzęsłica modra (Fot. 4.5). Na obrzeżach występują też fragmenty lasu brzożowego o runie zdominowanym przez jeżyny. W ich sąsiedztwie spotyka się także niewielkie powierzchniowo płyty lasu brzożowo-dębowego. W przeciwieństwie do torfowiska Kluki, na Ciemińskich Błotach ten typ lasu jest rzadki i odgrywa powierzchniowo marginalną rolę (Ryc 4.3).

Dobrze wykształcone bory bagienne zajmują na Ciemińskich Błotach niewielką powierzchnię i sąsiadują z płatami otwartego mszaru (Fot. 4.1). Znacznie częstsze są tutaj podsuszone bory z młodym, zwartym drzewostanem, gdzie bagienne runo jest słabo wykształcone lub zdominowane przez trzęslicę (Fot. 4.2). Znaczna powierzchnię stanowią zdegradowane bory bagienne, których runo jest skrajnie ubogie i pozbawione gatunków bagiennych. Pomimo nie najlepszego stanu zachowania, bory bagienne w tej części Parku stanowią ważną ostoję maliny moroszki (*Rubus chamaemorus*).

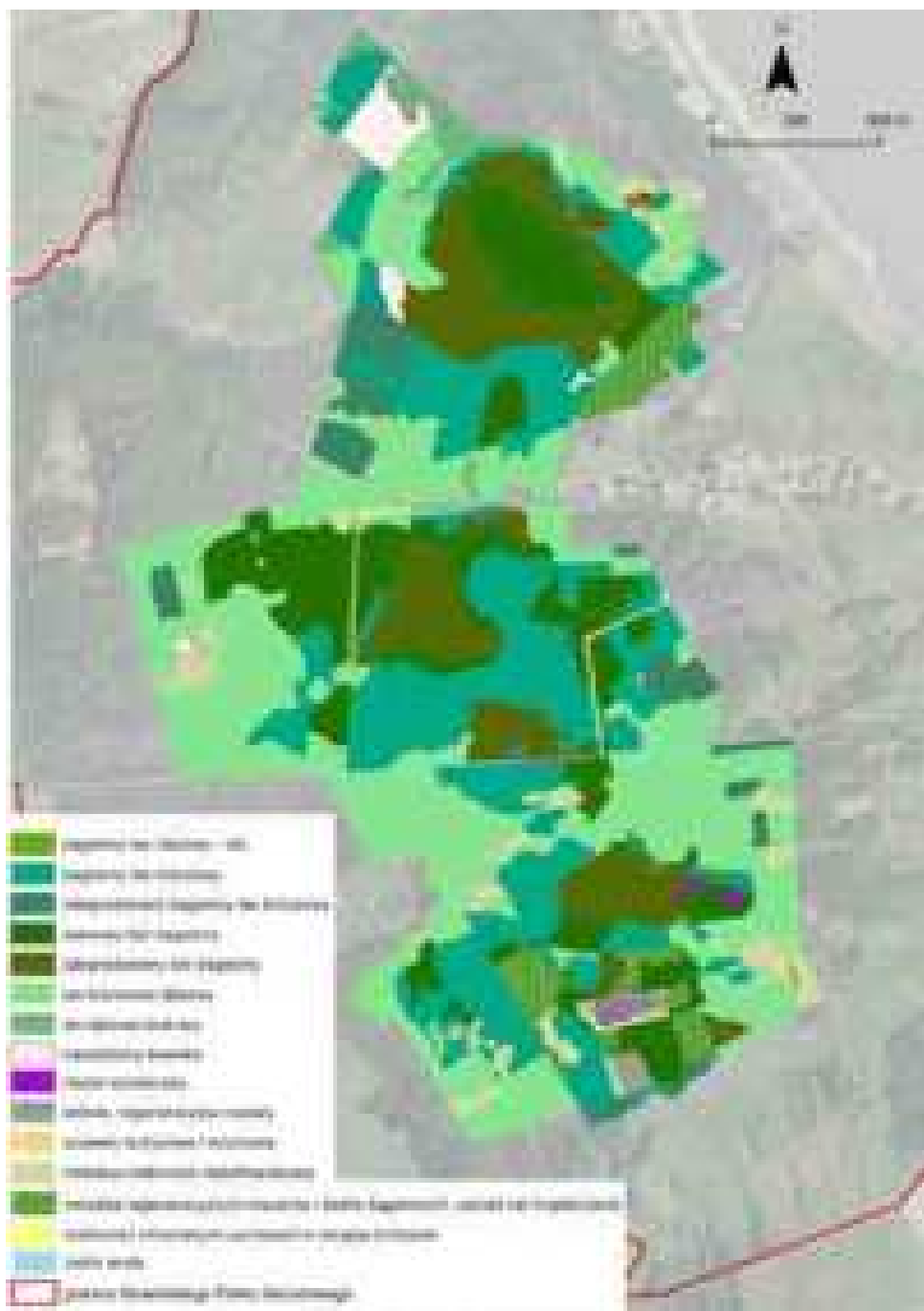
Otwarte mszary na omawianym torfowisku występują w postaci dobrze uwodnionych, młodych sukcesyjnie zbiorowisk mszarnych w centralnej jego części oraz w postaci małych przesuszonych enklaw otoczonych przez zdegradowany bór bagienny. We wszystkich płatach obserwuje się ekspansję drzew, dlatego w ramach Projektu powtarzane były wykonywane już wcześniej przez park narodowy zabiegi ochrony czynnej polegające na usuwaniu drzew.

W porównaniu z torfowiskiem Kluki czy Wielkim Bagnem, północny, znajdujący się w granicach Słowińskiego PN fragment Ciemińskich Błota był w przeszłości znacznie mniej eksploatowany. Znajdują się tu tylko niewielkie torfianki, ślady po ręcznym kopaniu torfu. Roślinność regeneracyjna ma w nich, w zależności od ich położenia na torfowisku, charakter mszaru oligo- bądź mezotroficznego. Pozostała południowa część tego torfowiska (nie objętego niniejszym opracowaniem) była w przeszłości znacznie silniej osuszana i eksploatowana. Obecnie chroniona jest w ramach rezerwatu Bagna Izbićkie występują tam sosnowe i brzożowe lasy

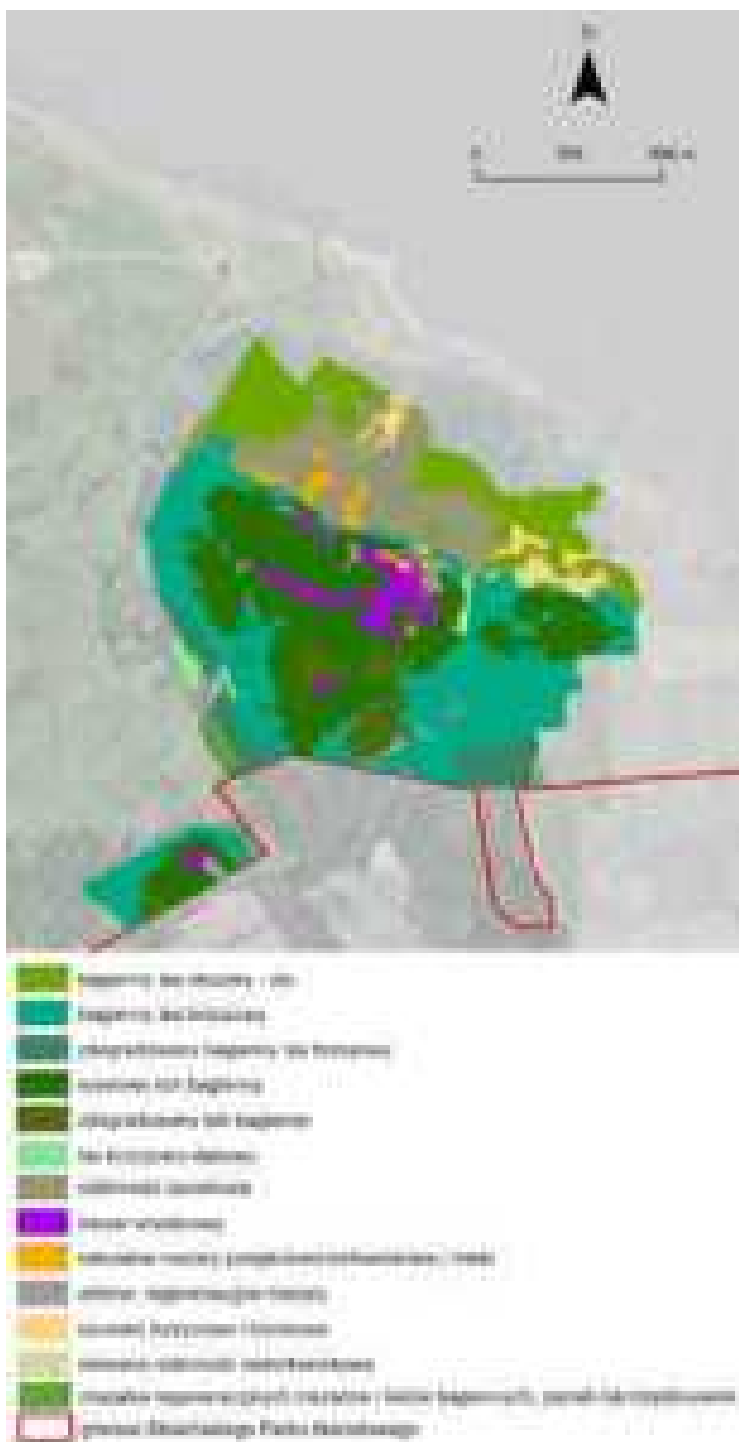
bagienne oraz otwarte powierzchnie zdegradowanego otwartego mszaru z dużym udziałem wrzośca i na ogół niewielkim udziałem torfowców.

Współczesna roślinność torfowiska **Wielkie Bagno** jest efektem bardzo silnej presji człowieka związanej z osuszaniem, zalesianiem i eksploatacją torfu na skalę przemysłową. Wydobycie torfu wiązało się z niszczeniem roślinności mszarnej oraz borów bagiennych. W efekcie, z dawnej kopuły torfowiska zachował się jedynie niewielki nienaruszony fragment, gdzie torf miał miąższość zaledwie 1-1,5 m i nie opłacało się go eksploatować. Dzisiaj jest to przyrodniczo najcenniejszy, duży płat mszaru wrzoścowego (Ryc 4.4, Fot. 4.10). Wskutek wydobycia torfu na sąsiednich powierzchniach oraz funkcjonowania rowów jest on obecnie silnie przesuszony i wymaga ochrony czynnej w postaci usuwania nalotu drzew oraz poprawy stosunków wodnych. Na północ od niego znajdują się rozległe, stare, około stuletnie potorfia, gdzie regeneracja roślinności mszarnej doprowadziła do wykształcenia się młodych, inicjalnych postaci mszarów wrzoścowych. Mszar wrzościowy utrzymuje się także na Wielkim Bagnie w postaci kilku niewielkich enklaw. W kilku miejscach, gdzie w ostatnich kilkudziesięciu latach zbiorowisko to zaczęło przekształcać się w młody bór bagienno, podjęto w ramach przedsięwzięcia LIFE PeatRestore zabiegi ochrony czynnej – usunięto drzewa w celu zahamowania ekspansji sosny (por. rozdz. 5). W północno-zachodniej części torfowiska, za niewielkim łukiem wydmy, zachowała się enklawa nieleśnej roślinności wysoko- i przejściowo-torfowiskowej o naturalnym, pierwotnym charakterze, z niewielkim jeziorkiem dystroficznym w centralnej części (Ryc 4.4).

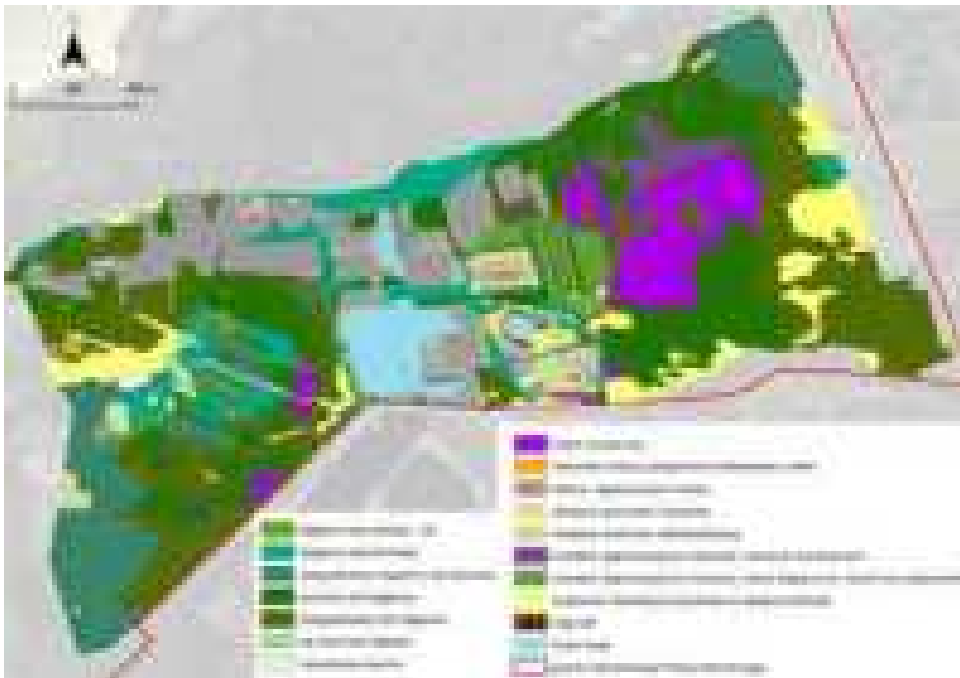
Młodsze powierzchnie po przemysłowej eksploatacji w północnej części torfowiska pokryte są przez różne rodzaje mszarnej roślinności regeneracyjnej (Fot. 4.11-4.13), a miejsca o najbardziej przesuszonym torfie – zbiorowiska z wrzosem (Fot. 4.16) lub płaty trzęślicy. Zdarzają się też powierzchnie nagiego, silnie zmurzałego torfu, który nie jest zasiedlony przez rośliny (Ryc 4.4, Fot. 4.17).



Ryc 4.2. Mapa roślinności torfowiska Kluki



Ryc 4.3. Mapa roślinności torfowiska Ciemińskie Błota



Ryc 4.4. Mapa roślinności torfowiska Wielkie Bagno

W środkowej i południowej części torfowiska znajdują się rozległe, płytkie portoria wypełnione kwaśną wodą, zabarwioną na brunatno przez duże ilości związków humusowych. W jednym z takich zbiorników, gdzie torf wybrano miejscami do mineralnego podłoża, na brzegu wykształca się regeneracyjne zbiorowisko budowane jedynie przez sit rozpierzchły (*Juncus effusus*) oraz torfowca spiczastolistnego (*Sphagnum cuspidatum*). Przy brzegu, na wilgotnym, zmurszałym torfie spotyka się też inicjalne zbiorowiska z niewielką ilością mchów i dużym udziałem situ drobnego (*Juncus bulbosus*; Fot. 4.11).

Roślinność leśna Wielkiego Bagna ma postać borów bagiennych i bagiennych lasów brzozowych, podobnych do opisanych na poprzednich dwóch torfowiskach. Podobnie jak tam, tak i tutaj ich stan zachowania jest zróżnicowany. Dobrze uwodnione lasy bagienne spotyka się na ogół tylko w sąsiedztwie otwartych mszarów. Przestrzennie dominują lasy zdegradowane w wyniku przesuszenia torfu (Ryc 4.4, Fot. 4.3). Na znacznym obszarze przesuszenie torfu jest na tyle znaczące, że w runie brak już typowo bagiennych gatunków. Lasy takie zatraciły swoje pierwotne, torfotwórcze właściwości. W północnej części torfowiska w ostatnich kilkunastu latach obserwuje się wypadanie starego, nasadzonego drzewostanu. Miejsca takie w zależności od aktualnego poziomu wody, mają charakter odtwarzających się zbiorowisk wysokotorfowiskowych z dominacją wełnianek i torfowców lub młodników brzozowych z runem najczęściej opanowanym przez trzęślicę.

LITERATURA

- COUWENBERG J., THIELE A., TANNEBERGER F., AUGUSTIN J., BÄRISCH S., DUBOVİK D., LIASHCHYNSKAYA N., MICHAELIS D., MINKE M., SKURATOVICH A., JOOSTEN H. 2011. Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia*, 674: 67–89.
- FAŁTYNOWICZ W., DAJDOK Z., GOS K., HALAMA M. KĄCKI Z., PICIŃSKA-FAŁTYNOWICZ J. 2004. Plan ochrony Słowińskiego Parku Narodowego. Operat ochrony ekosystemów nieleśnych SPN, mscr.
- JACKOWIAK B., BRZEG A., KASPROWICZ M., 2004, Plan ochrony Słowińskiego Parku Narodowego. Operat ochrony zbiorowisk leśnych i zaroślowych, mscr.
- JOOSTEN H., BRUST K., COUWENBERG J., GERNER A., HOLSTEN B., PERMIEN T., SCHÄFER A., TANNEBERGER F., TREPEL M., WAHREN A. 2015. MoorFutures®. Integration of additional ecosystem services (including biodiversity) into carbon credits – standard, methodology and transferability to other regions. BfN-Skripten 407, Bonn, 120s.
- MATUSZKIEWICZ W. 2012. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. PWN, Warszawa, 540 s.
- RUTKOWSKI L. 2013. Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 814 s.
- SILVESTRUM 2011. Baseline and monitoring methodology for the rewetting of drained peatlands used for peat extraction, forestry or agriculture based on GESTs. Verified Carbon Standard Methodology, version 3.
- SMITH A.J.E. 1980. The Moss Flora of Britain and Ireland. Cambridge University Press. Cambridge.
- SMITH A.J.E. 1990. The Liverworts of Britain and Ireland. Cambridge University Press. Cambridge.
- JARAŠIUS L., ETZOLD J., TRUUS L., PURRE A-H., PAKALNE M., SENDŽIKAITE J., ZABLECKIS N., KIRSCHHEY T., BOCIĄG K., STRAZDIŅA L., ILOMETS M., HERMANN A., PAJULA R., PAWLACZYK P., CHLOST I., CIEŠLIŅSKI R., GOS K., LIBAUERS K., JUREMA L. 2022. Handbook for assessment of greenhouse gas emission from peatlands. Applications of direct and indirect methods by LIFE Peat Restore. Lithuanian Fund for Nature, Nature and Biodiversity Conservation Union, Vilnius.
- WOJTERSKI T., PIASZYK M., ZIELIŃSKA M. 1979. Mapa zbiorowisk roślinnych Słowińskiego Parku Narodowego, Bad. Fizjogr. nad Pol. Zach. PTPN, ser. B, 31, Supplement.

5. DZIAŁANIA OCHRONNE

Paweł Pawlaczyk

ABSTRACT: In the peatlands of the Słowiński National Park the basic conservation objective is restoration of their proper hydration in order to create conditions for development of peatbog and bog vegetation and to counteract the development of vegetation towards degenerative communities. As part of the reconstruction or liquidation of draining ditches, a total of 350 blocking points were established to halt water outflow in order to initiate the process of overgrowing of the ditches. In addition to damming, it was considered necessary to remove partially or completely tree cover on selected plots, where water conditions should improve as a result of damming the ditches. This was the case in places, where under the tree canopy there were still elements of vegetation typical for an open bog. Trees were leaved in bog neighbourhood for natural decomposition. Partial or complete removal of trees was carried out on a total area of about 86 ha.

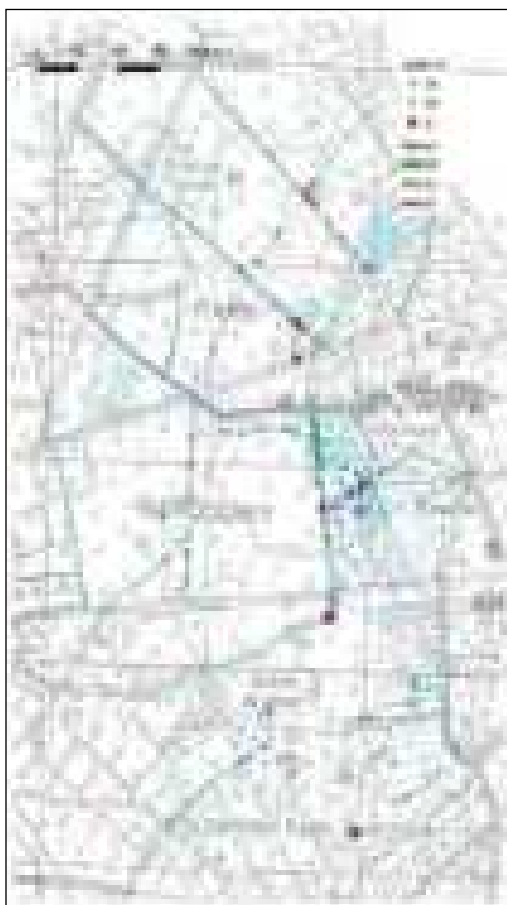
Na torfowiskach Słowińskiego Parku Narodowego, objętych przedsięwzięciem LIFE PeatRestore, podstawowym celem ochrony jest przywrócenie ich właściwego uwodnienia, tak by stworzyć warunki do rozwoju roślinności torfowiskowej i bagiennej, a przeciwdziałać rozwojowi roślinności w kierunku zbiorowisk degeneracyjnych.

Podstawowym środkiem ochronnym było więc zahamowanie drenażu, tj. ucieczki wody siecią dawnych rowów odwadniających. Niektóre z tych rowów są ujęte w ewidencji melioracji wodnych, w sensie formalnym stanowią więc urządzenia wodne w sensie ustawy Prawo wodne z 20 lipca 2017 r.; inne nie są ujęte w żadnej ewidencji, pod względem formalnym stanowią raczej bruzdy terenowe niebędące urządzeniami wodnymi. Są to wyłącznie rowy ziemne, w swojej konstrukcji nie zawierające żadnych wyrobów budowlanych; w stanie prawnym obowiązującym od 2015 r. nie stanowią więc obiektów budowlanych. Również zahamowanie odpływu wody rowami, zrealizowane przez wykonanie przegród (przetamowań) blokujących odpływ, nie było związane z wykorzystaniem wyrobów budowlanych.

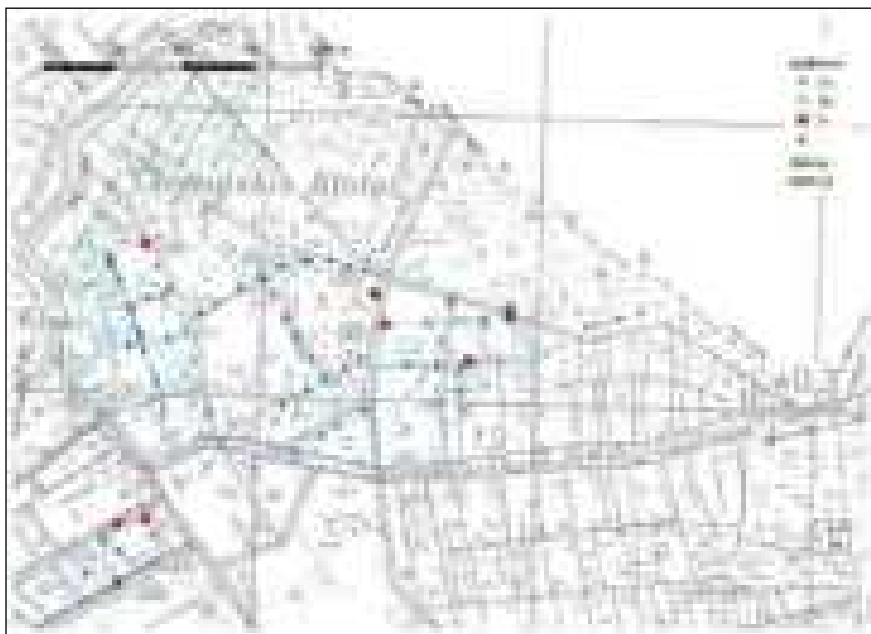
Tamowanie rowów zostało określone jako „Ochrona torfowisk w Słowińskim Parku Narodowym przez przebudowę lub likwidację odwadniających je rowów melioracyjnych i bruzd terenowych w celu ograniczenia odpływu wody”. Pod taką

nazwą wykonano operat wodnoprawny i uzyskano pozwolenie wodnoprawne GD.ZUZ.3.4210.373.2020.BB z 21 października 2020 r.

W ramach przebudowy lub likwidacji rowów wykonano na nich łącznie 350 przetamowań, blokujących odpływ wody (Ryc. 5.1-5.3): Założeniem było wykonanie przegród tak, by nie były one trwałymi obiektami, a posłużyły do zainicjowania zarastania rowów, stopniowo „wtapiając się w teren”. Rowy wymagające zablokowania i optymalną lokalizację przetamowań na rowach ustalono z uwzględnieniem modelowania ModFlow (por. rozdz. 2), iteracyjnie badając potencjalnie skutki wyłączenia funkcjonalności poszczególnych rowów, tj. prognozowane położenie zwierciadła wody w torfie w takiej sytuacji. Przejęto zasadę kaskadowej zabudowy rowów systemem małych przegród, niekiedy lokalizowanych redundantnie, ze względu na ryzyko pewnej niedoskonałości funkcjonowania pojedynczych przegród, ich rozmycia itp..



Ryc. 5.1. Przetamowania na torfowisku Kluki. 1a – przetamowania ziemne na rowach, 1b- przetamowania na potorfiach, 1c- wzmacnione przetamowania drewniano-ziemne, 1d-f – nadzypywanie grobli-drogi leśnej



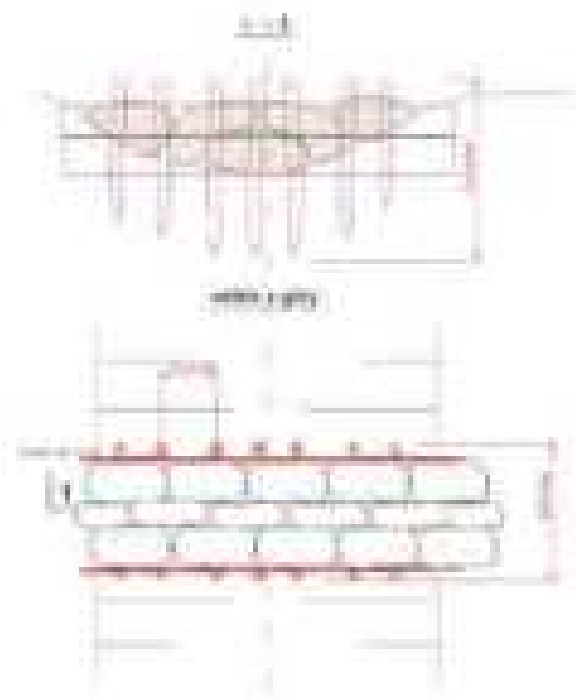
Ryc. 5.2. Przetamowania na torfowisku Ciemińskie Błota. 2a – przetamowania ziemne na rowach, 2b – przetamowania na potorfiach, 2c – wzmocnione przetamowania drewniano-ziemne, 2d – nadzypywanie grobli-drogi leśnej



Ryc. 5.3. Przetamowania na torfowisku Wielkie Bagno (Żarnowska). 3a – przetamowania ziemne na rowach, 3b – przetamowania na potorfiach, 3c – wzmocnione przetamowania drewniano-ziemne, 3d – drewniana ścianka szczelna przez potorfie, 3f, 3g – nadsypywanie grobli-drogi leśnej

Stosowano standardowo kilka rodzajów przetamowań:

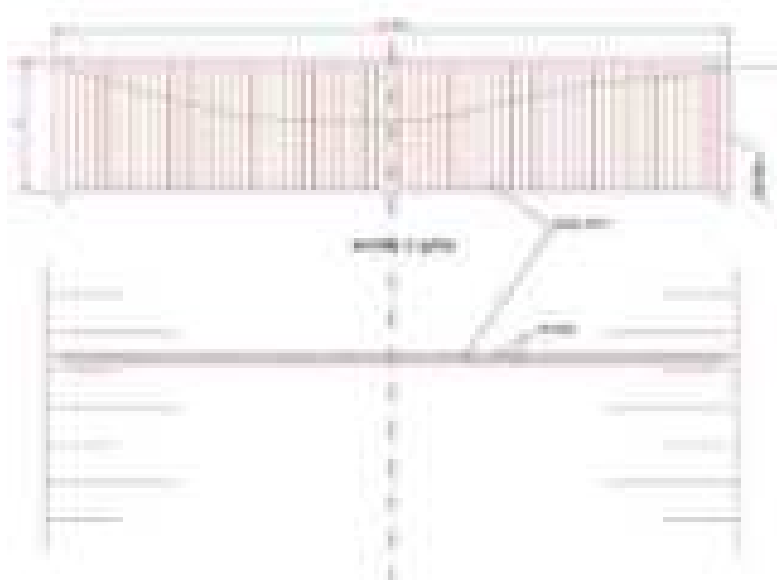
Przetamowanie ziemne to przegroda wykonana z worków jutowych (materiał biodegradowalny) wypełnionych torfem (dostarczonym z zewnątrz), ułożonych względem siebie tak, aby zapewnić szczelne zatamowanie przepływu wody (Ryc. 5.4). Układano 2-3 rzędów worków tak, by przegroda osiągnęła szerokość 0,8-1,2 m, umieszczając worki względem siebie tak, by uzyskać szczelność. Przegrodę z worków obustronnie wzmacniano wbitymi pionowo palikami dębowymi min. 7x7 cm (ok. 5 szt. palików/1 m szerokości rowu, wg załączonych profili rowów) i umieszczonymi między palikami a workami deskami dębowymi min. 3 cm grubości. Wykonaną przegrodę pokrywano luźnym torfem i materiałem miejscowym (wykorzystując w szczególności gałęzie z wycinki drzew, jeśli była prowadzona w sąsiedztwie), tak by nie była widoczna struktura worków.



Ryc. 5.4. Przetamowane ziemne. Melbud S.C.

Przetamowanie ziemne na potorfiu: wykonywano jak wyżej, jednak bez deskowania; ze względu na szerokość wymagających przegrodzenia potorfi stosowano średnio 45 szt. palików na jedno przetamowanie. Przegrodę pokrywano torfem i miejscową roślinnością z potorfia (nie naruszając ewentualnych gatunków chronionych).

Drewniana ścianka szczelna: wykonywana jako ścianka z desek dębowych 5 cm grubości, zabitych ściśle obok siebie w grunt, przegradzająca potorfie, z połączeniem desek na pióro-wpust i ze związaniem deskami poprzecznymi (ryc. 5.5):



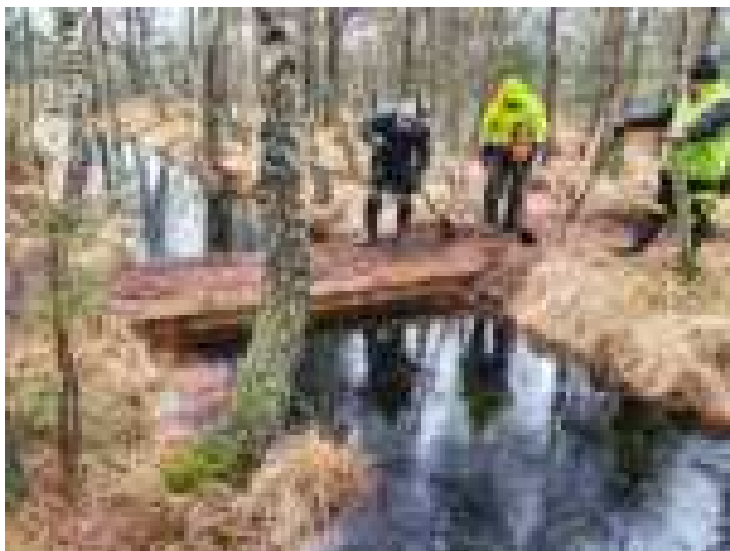
Ryc. 5.5. Drewniana ścianka szczelna. Melbud S.C.

Przetamowanie drewniano-ziemne: wykonywano jako dwie drewniane ścianki szczelne jak wyżej, przegradzające poprzecznie rów do wys. jego krawędzi, w odległości ok. 1 m od siebie (długość ścianek = szerokość rowu + con. 1m), z przestrzenią między nimi wypełnioną na dnie pospółką w workach jutowych, a w warstwie górnej – torfem w workach jutowych (jak przetamowanie ziemne). Po zabiciu ścianek, w ich górnej krawędzi formowano centralny przelew ok. 50x5 cm w celu uniknięcia bocznych rozmyć przez ew. spływającą wodę. Wykonaną przegrodę pokrywano luźnym torfem i materiałem miejscowym (wykorzystując w szczególności gałęzie z wycinki drzew, jeśli była prowadzona w sąsiedztwie), tak by nie była widoczna struktura worków.

W kilku miejscach konieczne było nadsypanie grobli dróg leśnych, tak aby woda nie mogła się przez nie przelewać, a funkcja drogi została utrzymana.



Fot. 5.1. Przykład wykonanego przetamowania ziemnego (zdj. W. Spychała)



Fot. 5.2. Prace przy budowie przetamowania wzmocnionego (zdj. W. Spychała)

Oprócz wykonania przetamowań, uznano za konieczne, by na wybranych powierzchniach, na których warunki wodne powinny się poprawić w wyniku przetamowania rowów, usunąć częściowo lub całkowicie drzewa zarastające i zacieśniające roślinność torfowiskową. Dotyczyło to miejsc, gdzie pod okapem drzew zachowały się jeszcze elementy roślinności typowej dla otwartego torfowiska. Pozostawienie drzew spowodowałoby stopniowy ich zanik.

Większe drzewa ścinano mechanicznie, natomiast drobny nalot brzozy na mszarach wyrwano ręcznie.

Pozostałości usuniętych drzew użyto do wypełnienia rowów (na odcinkach pomiędzy wykonanymi na nich szczelnymi przegrodami) lub zeskładowano w sąsiedztwie do naturalnego rozkładu.

Z klimatycznego punktu widzenia, tj. biorąc pod uwagę akumulację węgla w biomase, działanie to można postrzegać jako kontrowersyjne. Drzewa w swojej biomase też przecież akumulują węgiel, który po ich wycięciu, w miarę rozkładu biomasy, jest uwalniany, generując emisję CO₂. Jednak, skutkiem pozostawienia drzew byłaby degradacja i rozkład torfu pod drzewostanem, podczas gdy usunięcie drzew daje szansę na zachowanie roślinności torfowiskowej, a tym samym na lepszą ochronę złoża torfu przed rozkładem, a w długiej perspektywie czasowej być może nawet na odtworzenie torfotwórczej funkcji roślinności. W długookresowym scenariuszu te korzyści wyraźnie przeważają nad utratą węgla zakumulowanego obecnie w biomase drzewnej.

Łącznie usuwaniem drzew objęto powierzchnię ok. 86 ha. Po wycianiu brzozy, w kolejnych latach wycinano pojawiające się odrośla z szyi korzeniowej.



Ryc. 5.6 Usuwanie drzew na torfowiskach Kluki i Ciemińskie Błota



Ryc. 5.7 Usuwanie drzew na torfowisku Wielkie Bagno (Żarnowska)



Fot. 5.3 Usuwanie drzew – prace w toku (zdz. K. Bociąg)



Fot. 5.4 Po częściowym rozrzedzeniu drzewostanu (zdj. K. Bociąg)



Fot. 5.5. Po całkowitym usunięciu drzewostanu (zdj. K. Bociąg)

Monitoring wpływu działań na roślinność omawianych obiektów i pierwsze jego wyniki omówiono w rozdz. 6.

6. MONITORING ROŚLINNOŚCI

Katarzyna Bociąg, Krzysztof Gos

ABSTRACT: Within three peatland complexes (Kluki, Ciemińskie Błota and Wielkie Bagno) in the southern part of the Słowiński National Park (Poland, Pomerania), 38 permanent monitoring plots (10 x 10 m each) were established in 2018-2021. The effects of conservation measures (partial removal of trees from the stand in swamp forests, removal of trees from open areas of peatlands and water damming in former drainage ditches) were observed. The percentage cover of each species of vascular plants, bryophytes and lichens was determined (separately in tree, shrub and undergrowth layer). Additionally, the total cover of plants in each layer was determined. Small 1 x 1 m subplots were established in each corner of the monitoring plot, to precisely determine changes in the undergrowth. Most plots were located in pine bog forest (19) and open peat-moss vegetation with *Erica tetralix* *Erico-Sphagnetum medii*; (9). The 17 plots located in patches where trees were removed or the stand was loosened between 2019 and 2021 found that: 1) in pine bog forest - the density of the undergrowth of vascular plants and bryophytes increased slightly, 2) in *Erico-Sphagnetum medii* - the cover of heath increased, proportion of *Sphagnum* decreased in favour of brown mosses. Assessment of the effects of ditch damming (carried out in 2021), will be possible in subsequent years of observation.

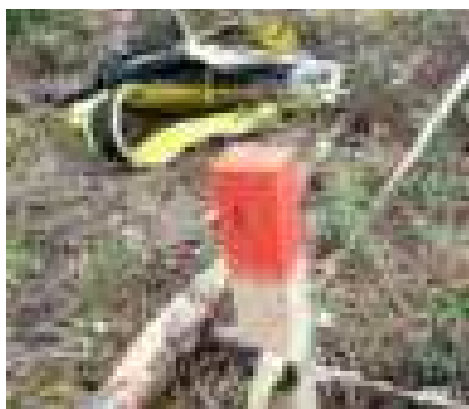
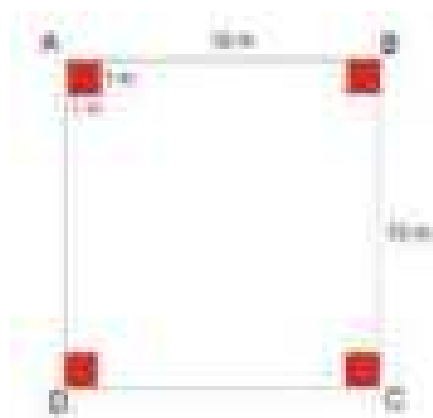
6.1. Metody

W obszarze objętych projektem torfowisk Kluki, Ciemińskie Błota i Wielkie Bagno założono sieć stałych powierzchni do obserwacji zmian roślinności. Ma ona służyć ocenie zmian w fitocenozach po wykonaniu zabiegów ochrony czynnej w postaci usuwania nalotów, podrostów i młodych drzew z płatów torfowisk mszarnych oraz z grobli pomiędzy torfiankami, w których rozwijają się zbiorowiska regeneracyjne roślinności mszarnej. Ponadto w przyszłości powierzchnie monitoringowe pozwolą także ocenić wpływ na roślinność zrealizowanych w projekcie piętrzeń na rowach melioracyjnych.

Zakładanie powierzchni realizowano sukcesywnie, w latach 2018-2020. W roku 2018 założono ich 8, w 2019 następne 9, a w 2020 – 21. W latach 2018-2019 monitoringiem objęto fitocenozy, w obrębie których wykonano usuwanie drzew. W

2020 założono powierzchnie w fitocenozach położonych w pobliżu zaplanowanych zatamowań rowów odwadniających. Dodatkową przesłanką do wyboru lokalizacji powierzchni było położenie punktów pomiarowych poziomu wody (patrz rozdział 2). Wykaz założonych powierzchni z uwzględnieniem, rodzaju fitocenozy i wykonywanych zabiegów ochronnych z zakresu oddrzewiania przedstawia Tab. 6.1. W 2021 roku powtórzono obserwacje na wszystkich powierzchniach.

Wielkość i kształt powierzchni monitoringowych oraz sposób obserwacji na nich zostały zaplanowane w podobny sposób w całym projekcie. Zapewnia to możliwość porównywania danych pomiędzy obiektami z poszczególnych krajów. Każda powierzchnia monitoringowa ma wielkość 100 m². Większość z nich ma kształt kwadratu o boku 10 m. W wyjątkowych przypadkach, kiedy wielkość i kształt płątów nie pozwalał wytyczyć kwadratu, wyznaczano powierzchnie prostokątne. W terenie, po lokalizacji płątu odpowiedniej fitocenozy, wyznaczano pierwszy róg kwadratu, po czym położenie następnych trzech odnajdywano odmierzając taśmą długość boku i przekątnej kwadratu. Wierzchołki powierzchni były oznaczane w terenie drewnianymi palikami (Ryc. 6.1, Fot. 6.1), określano też ich współrzędne w systemie GPS i nadawano symbolizację literami A-D. Na tak wyznaczonej powierzchni zakładano cztery małe podpowierzchnie o boku 1 m. Wytyczano je w rogach dużej powierzchni (Ryc. 6.1). Podpowierzchnie te nie były trwale oznaczane. Zawsze jeden z ich zewnętrznych wierzchołków był jednocześnie wierzchołkiem dużej powierzchni, oznaczonym palikiem. Na czas obserwacji boki powierzchni i podpowierzchni wyznaczano taśmą, a w przypadku podpowierzchni – także korzystając z metalowej ramki o wymiarach 1 x 1 m (Fot. 6.1, Ryc. 6.1). W wyjątkowych sytuacjach, kiedy przy wierzchołku powierzchni monitoringowej zlokalizowane było drzewo czy leżąca kłoda, podpowierzchnię lokowano nieco inaczej, tak, aby obejmowała ona typowe runo na podłożu torfowym. Informacje na temat takich rozbieżności odnotowywano w formularzu monitoringowym (Fot. 6.2).



Ryc. 6.1. Schemat powierzchni badawczej z podpowierzchniami oraz sposób oznaczenie wierzchołka powierzchni monitoringowej (fot. K. Bociąg)

Tabela 6.1. Zestawienie powierzchni monitoringowych
Objaśnienia: WB – Wielkie Bagno, K – Kluki, CB – Ciemińskie Błota

Nr	obiekt	wydz.	jednostka roślinności	Rok obserwacji			Zabiegi ochrony czynnej	Rok wykonania
				2018	2019	2020		
1	WB	46A p	Mszar wrzoścowy <i>Erico-Sphagnetum medii</i>	x		x	Usunięcie nalotu, podrostu i drzew Usunięcie nalotu	2019 2021
2	WB	60 p	Mszar wrzoścowy <i>Erico-Sphagnetum medii</i>	x		x	Usunięcie nalotu, podrostu i drzew	2018
3	WB	60 p	Sosnowy bór bagienny <i>Vaccinio uliginosi-Pinetum</i>	x		x	Rozluźnienie drzewostanu	2018
4	WB	59 o	Mszar wrzoścowy <i>Erico-Sphagnetum medii</i>	x		x	Usunięcie nalotu, podrostu i drzew Usunięcie nalotu	2018 2021
5	WB	46B b	Mszar wrzoścowy <i>Erico-Sphagnetum medii</i>	x		x	Usunięcie części podrostu i drzew	2019
6	WB	46A b	Kompleks mszaru wrzoścowego <i>Erico-Sphagnetum medii</i> i zbiorowiska regeneracyjnego przygiełki białej i torfowców <i>Rhynchospora alba-Sphagnetum spp.</i>	x		x	Usunięcie części podrostu i drzew	2019
7	WB	46A f	Mszar wrzoścowy <i>Erico-Sphagnetum medii</i>	x		x	Usunięcie nalotu, podrostu i drzew	2019
8	WB	46A f	Sosnowy bór bagienny <i>Vaccinio uliginosi-Pinetum</i>	x		x	Rozluźnienie drzewostanu	2019
9	WB	65A n	Mszar wrzoścowy <i>Erico-Sphagnetum medii</i>		x		Usunięcie nalotu, podrostu i drzew Usunięcie nalotu	2020 2021
10	WB	65A n	Sosnowy bór bagienny <i>Vaccinio uliginosi-Pinetum</i>		x			-

Nr	obiekt	wydz.	jednostka roślinności	Rok obserwacji			Zabiegi ochrony czynnej	Rok wykonania
11	K	83 t	Kompleks zbiorowiska regeneracyjnego wełnianki pochwowatej, wełnianki wąskolistnej, trzęślicy modrej i torfowców <i>Eriophorum vaginatum-E. angustifolium-Molinia caerulea-Sphagnum spp.</i> i sosnowego boru bagiennego z trzęślicą (zbiorowisko <i>Molinia caerulea-Pinus sylvestris</i>)	x		x	Usunięcie nalotu, podrostu i drzew	2020
12	K	83 gx	Zbiorowisko regeneracyjne wełnianki pochwowatej, trzęślicy modrej i torfowców <i>Eriophorum vaginatum-Molinia caerulea-Sphagnum spp.</i>	x		x	Usunięcie nalotu, podrostu i drzew	2020
13	CB	65 l	Sosnowy bór bagienny <i>Vaccinio uliginosi-Pinetum</i>	x	x	x	Rozluźnienie drzewostanu Usunięcie nalotu	2020 2021
14	CB	65 l	Mszar wrzoścowy <i>Erico-Sphagnetum medii</i>	x	x	x	Usunięcie nalotu, podrostu i drzew Usunięcie nalotu	2020 2021
15	CB	65 l	Zbiorowisko trzęślicy modrej, wełnianki pochwowatej i torfowca kończystego <i>Molinia caerulea-Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax</i>	x	x	x	Usunięcie nalotu, podrostu i drzew Usunięcie nalotu	2020 2021
16	CB	65 bx	Zdegradowany bór bagienny z rokitnikiem pospolitym (zbiorowisko <i>Pleurozium schreberi-Pinus sylvestris</i>)	x	x	x	Rozluźnienie drzewostanu Usunięcie nalotu	2020 2021
17	CB	65 bx	Mszar wrzoścowy <i>Erico-Sphagnetum medii</i>	x	x	x	Usunięcie nalotu, podrostu i drzew Usunięcie nalotu	2020 2021
18	WB	62 d	Zdegradowany bór bagienny z rokitnikiem pospolitym (zbiorowisko <i>Pleurozium schreberi-Pinus sylvestris</i>)		x	x	-	-

Nr	obiekt	wydz.	jednostka roślinności	Rok obserwacji			Zabiegi ochrony czynnej	Rok wykonania
19	WB	59 ax	Zdegradowany bór bagienny z rokitnikiem pospolitym (zbiorowisko <i>Pleurozium schreberi-Pinus sylvestris</i>)		x	x	-	-
20	WB	60 r	Sosnowy bór bagienny <i>Vaccinio uliginosi-Pinetum</i>		x	x	-	-
21	WB	59 f	Brzozowy las bagienny z jeżynami (zbiorowisko <i>Rubus spp.- Betula pubescens</i>)		x	x	-	-
22	WB	56 g	zbiorowisko regeneracyjne <i>Eriophorum vaginatum-Eriophorum angustifolium-Molinia caerulea-Sphagnum spp.</i>		x	x	-	-
23	WB	46B j	Zbiorowisko z wrzosem zwyczajnym <i>Calluna vulgaris</i> i trzęślicą modrą <i>Molinia caerulea</i>		x	x		-
24	WB	46A f	Mszar wrzoścowy <i>Erico-Sphagnetum medii</i>		x	x	Usunięcie nalotu, podrostu i drzew	2019
25	WB	45D a	Zdegradowany bór bagienny z rokitnikiem pospolitym (zbiorowisko <i>Pleurozium schreberi-Pinus sylvestris</i>)		x	x	-	-
26	CB	64 j	Sosnowy bór bagienny z trzęślicą (zbiorowisko <i>Molinia caerulea-Pinus sylvestris</i>)		x	x	-	-
27	CB	64 k	Sosnowy bór bagienny z trzęślicą (zbiorowisko <i>Molinia caerulea-Pinus sylvestris</i>)		x	x	-	-
28	CB	65 mx	Zdegradowany bór bagienny z rokitnikiem pospolitym (zbiorowisko <i>Pleurozium schreberi-Pinus sylvestris</i>)		x	x	-	-

Nr	obiekt	wydz.	jednostka roślinności	Rok obserwacji			Zabiegi ochrony czynnej	Rok wykonania
29	CB	65 z	Zdegradowany bór bagienny z rokitnikiem pospolitym (zbiorowisko <i>Pleurozium schreberi-Pinus sylvestris</i>)		x	x	-	-
30	CB	65 o	Sosnowy bór bagienny <i>Vaccinio uliginosi-Pinetum</i>		x	x	-	-
31	K	74 a	Sosnowy bór bagienny <i>Vaccinio uliginosi-Pinetum</i>		x	x	-	-
32	K	74 a	Zdegradowany bór bagienny z rokitnikiem pospolitym (zbiorowisko <i>Pleurozium schreberi-Pinus sylvestris</i>)		x	x	-	-
33	K	70 n	Zdegradowany bór bagienny z rokitnikiem pospolitym (zbiorowisko <i>Pleurozium schreberi-Pinus sylvestris</i>)		x	x	-	-
34	K	74 d	Brzozowy las bagienny z trzęślicą modrą (zbiorowisko <i>Molinia caerulea-Betula pubescens</i>)		x	x	-	-
35	K	77 h	Zdegradowany bór bagienny z rokitnikiem pospolitym (zbiorowisko <i>Pleurozium schreberi-Pinus sylvestris</i>)		x	x	-	-
36	K	76 x	Brzozowy las bagienny z trzęślicą modrą (zbiorowisko <i>Molinia caerulea-Betula pubescens</i>)		x	x	-	-
37	K	77 n	Sosnowy bór bagienny z trzęślicą (zbiorowisko <i>Molinia caerulea-Pinus sylvestris</i>)		x	x	-	-
38	K	80 x	Sosnowy bór bagienny <i>Vaccinio uliginosi-Pinetum</i>		x	x	-	-

Tabela 6.2. Sieć powierzchni monitoringowych założona na objętych projektem torfowiskach

Objaśnienia: K – Kluki, CB – Ciemińskie Błota, WB – Wielkie Bagno

Lp.	Jednostka roślinności	Liczba powierzchni			
		K	CB	WB	Razem
ZBIOROWISKA NIELEŚNE					
1.	Mszar wrzoścowy <i>Erico-Sphagnetum medii</i>	-	3	6	9
2.	Zbiorowisko trzęślicy modrej, wełnianki pochwowatej i torfowca kończystego <i>Molinia caerulea-Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax</i>		1		1
3.	Zbiorowisko regeneracyjne wełnianki pochwowatej, wełnianki wąskolistnej, trzęślicy modrej i torfowców <i>Eriophorum vaginatum-Eriophorum angustifolium-Molinia caerulea-Sphagnum spp</i>	-	-	1	1
4.	Zbiorowisko regeneracyjne wełnianki pochwowatej, trzęślicy modrej i torfowców <i>Eriophorum vaginatum-Molinia caerulea-Sphagnum spp.</i>	1			1
5.	Zbiorowisko z wrzosem zwyczajnym <i>Calluna vulgaris</i> i trzęślicą modrą <i>Molinia caerulea</i>			1	1
6.	Kompleks mszaru wrzoścowego <i>Erico-Sphagnetum medii</i> i zbiorowiska regeneracyjnego przygielki białej i torfowców <i>Rhynchospora alba-Sphagnum spp.</i>			1	1
7.	Kompleks zbiorowiska regeneracyjnego wełnianki pochwowatej, wełnianki wąskolistnej, trzęślicy modrej i torfowców <i>Eriophorum vaginatum-E. angustifolium-Molinia caerulea-Sphagnum spp.</i> i sosnowego boru bagiennego z trzęślicą (zbiorowisko <i>Molinia caerulea-Pinus sylvestris</i>)	1			1
ZBIOROWISKA LEŚNE					
8.	Sosnowy bór bagienny <i>Vaccinio uliginosi-Pinetum</i>	2	3	3	8
9.	Sosnowy bór bagienny z trzęślicą (zbiorowisko <i>Molinia caerulea-Pinus sylvestris</i>)	1	1	-	2
10.	Zdegradowany bór bagienny z rokitnikiem pospolitym (zbiorowisko <i>Pleurozium schreberi-Pinus sylvestris</i>)	3	3	3	9
11.	Brzozowy las bagienny z trzęślicą modrą (zbiorowisko <i>Molinia caerulea-Betula pubescens</i>)	2	1	-	3
12.	Brzozowy las bagienny z jeżynami (zbiorowisko <i>Rubus spp.- Betula pubescens</i>)			1	1
13.	Łącznie	10	12	16	38



Fot. 6.1. Prace monitoringowe na jednej z powierzchni (fot. K. Bociąg)



Fot. 6.2. Formularz monitoringowy (fot. K. Bociąg)

Jak wspomniano wcześniej, sposób dokumentowania roślinności na powierzchniach i podpowierzchniach monitoringowych był taki sam w całym projekcie (we wszystkich krajach). Na dużych powierzchniach (10 x 10 m), podobnie jak w typowym zdjęciu fitysocjologicznym, określano pokrywanie każdego gatunku, z uwzględnieniem podziału roślinności na warstwy (a, b, c, d). Pokrywanie oceniano przy tym procentowo, w skali decymalnej, zmodyfikowanej do potrzeb projektu, tj. rozbudowanej w pierwszym przedziale (0-10%) o pokrywanie 1%, 2%, 5% i 7%. Określano też pokrywanie łączne wszystkich gatunków w danej warstwie.

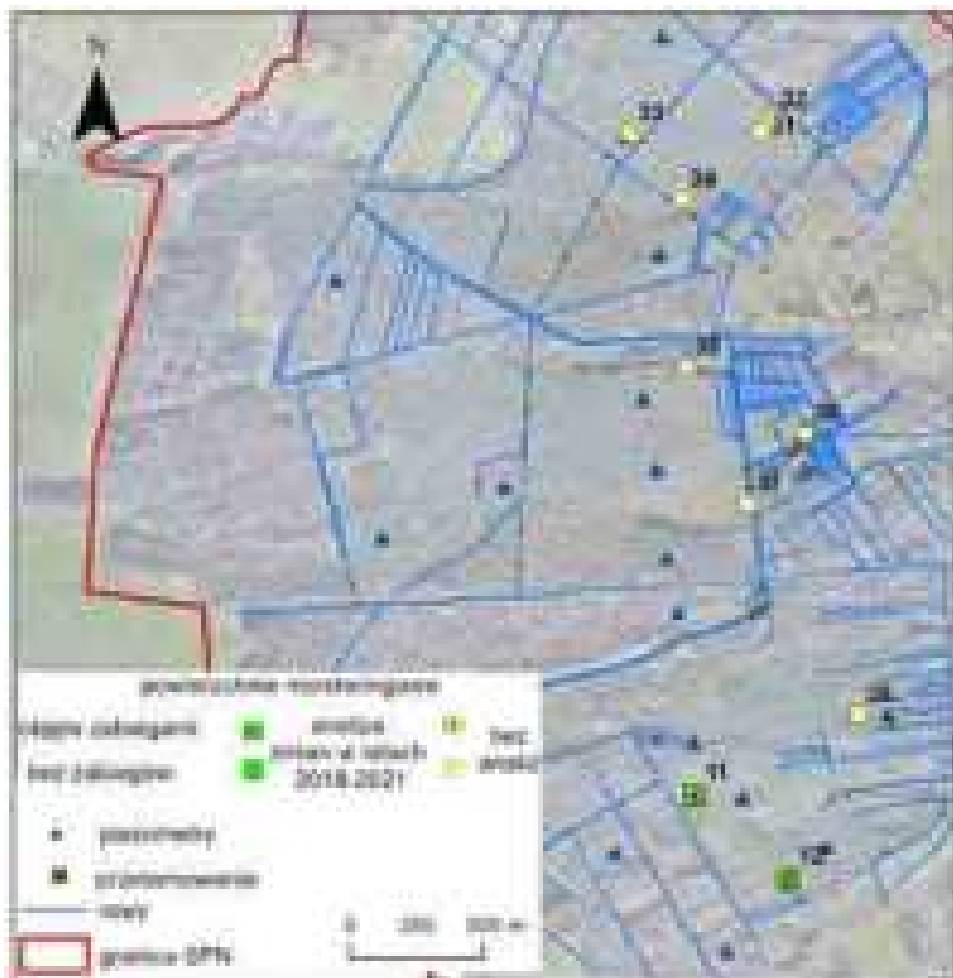
Podpowierzchnie (1 x 1 m) zaplanowane zostały do precyzyjnych obserwacji zmian w runie roślin naczyniowych i zarodnikowych. Jest na nich określane łączne pokrywanie w warstwach c i d oraz pokrywanie poszczególnych gatunków. Przy tak małej powierzchni możliwe jest stosunkowo precyzyjne szacowanie pokrywania tj. co 5%, a w pierwszym przedziale nawet co 1%.

Ze stanowiących założoną sieć monitoringową 38 powierzchni na 17 (powierzchnie 1 -17) okres obserwacji jest dłuższy niż dwa lata (Tab. 6.1). W oparciu o dane z tych powierzchni wykonano wstępną analizę wyników (rozdz. 6.2.1).

6.2. Wyniki

6.2.1. Sieć monitoringowa stałych powierzchni badawczych

Powierzchnie monitoringowe zostały rozmieszczone na wszystkich trzech torfowiskach objętych projektem. Łącznie jest ich 38. Na torfowisku Kluki założono ich 10 (Ryc. 6.2), na Ciemińskich Błotach – 12 (Ryc. 6.3), a na Wielkim Bagnie 16 (Ryc. 6.4). Na 17 powierzchniach wykonane zostały zabiegi ochrony czynnej polegające na usunięciu części bądź całości drzew z warstwy drzewostanu i podrostu (np. powierzchnia nr 1, Ryc. 6.5).



Ryc. 6.2. Mapa powierzchni monitoringowych na torfowisku Kluki



Ryc. 6.3. Mapa powierzchni monitoringowych na torfowisku Ciemińskie Błota



Ryc. 6.4. Mapa powierzchni monitoringowych na torfowisku Ciemińskie Błota

Nieleśna roślinność torfowiskowa jest dokumentowana na 12 powierzchniach, reprezentujących zarówno fitocenozy roślinności pierwotnej, głównie mszarnej (np. powierzchnie nr 1 – Ryc. 6.5 i nr 7 – Ryc. 6.6 na Wielkim Bagnie; Tabela 6.1, 6.2), jak i płyty roślinności wtórnej. Z tego powierzchnie reprezentują mszarne fitocenozy regeneracyjne (powierzchnie nr 22 na Wielkim Bagnie – Fot. 6.3 i nr 12 na torfowisku Kluki – Ryc. 6.7). Ponadto na Wielkim Bagnie jest jedna powierzchnia obejmująca fitocenozę wrzosowiskową, na zmurszałym torfie (zbiorowisko z wrzosem zwyczajnym *Calluna vulgaris* i trzęślicą modrą *Molinia caerulea*, Fot. 6.4). Dwie powierzchnie obejmują układy kompleksowe, zawierające otwartą roślinność mszarną o pierwotnym lub wtórnym charakterze (powierzchnia nr 6 na Wielkim Bagnie, Ryc. 6.8 i powierzchnia nr 11 na torfowisku Kluki – Ryc. 6.9; Tabela 6.1, 6.2).



10.08.2018



14.12.2020



15.08.2021

Ryc. 6.5. Powierzchnia nr 1 na Wielkim Bagnie, założona w zarastającym drzewami płacie mszaru wrzoścowego, 2018 rok – widok przed zabiegiem usuwania drzew, 2020, 2021 – po wykonaniu zabiegu (fot. K. Bociąg)

16.08.2018



11.12.2020



Ryc. 6.6. Powierzchnia nr 7 na Wielkim Bagnie, założona w największym płacie mszaru wrzoścowego, 2018 rok – widok przed zabiegiem usuwania drzew, 2020, 2021 – po wykonaniu zabiegu (fot. K. Bociąg)



Fot. 6.3. Powierzchnia nr 22 na Wielkim Bagnie, zbiorowisko regeneracyjne *Eriophorum vaginatum*-*Eriophorum angustifolium*-*Molinia caerulea*-*Sphagnum* spp. (fot. K. Bociąg)



05.10.2019



19.10.2021

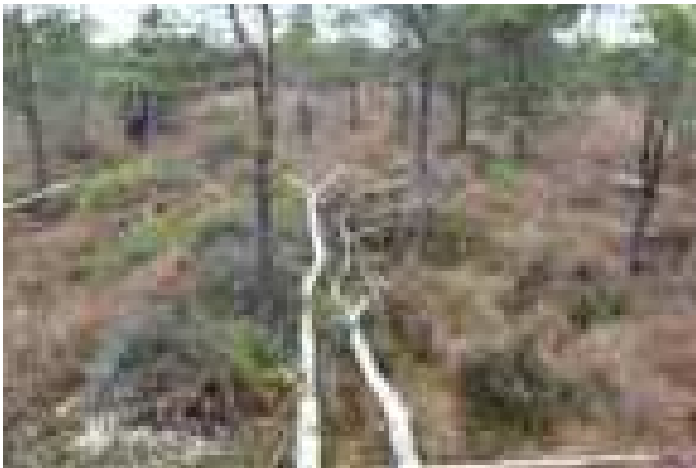
Ryc. 6.7. Powierzchnia nr 12 na torfowisku Kluki, założona w potorfiu, w płacie zarastającego drzewami zbiorowiska regeneracyjnego wełnianki pochwowej, trzęślicy modrej i torfowców *Eriophorum vaginatum*-*Molinia caerulea*-*Sphagnum* spp., 2019 rok – widok przed zabiegiem usuwania drzew, 2021 – po wykonaniu zabiegu (fot. K. Bociąg)



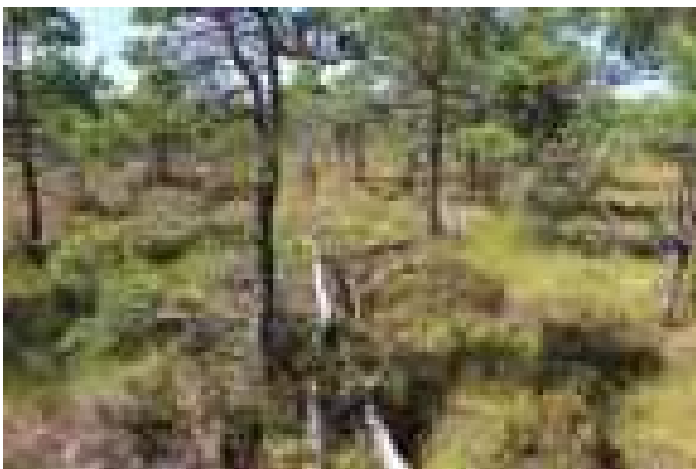
Fot. 6.4. Powierzchnia nr 23 na Wielkim Bagnie, zbiorowisko z wrzosem zwyczajnym *Calluna vulgaris* i trzęślicą modrą *Molinia caerulea* (fot. K. Bociąg)



16.08.2018



14.12.2020



16.08.2021

Ryc. 6.8. Powierzchnia nr 6 na Wielkim Bagnie, założona w potorfciu, w kompleksie mszaru wrzoścowego *Erico-Sphagnetum medii* i zbiorowiska regeneracyjnego przygielki białej i torfowców *Rhynchospora alba-Sphagnum spp.*, 2018 rok – widok przed zabiegiem usuwania części podrostu i drzew drzew, 2020, 2021 – po wykonaniu zabiegu (fot. K. Bociąg)



05.10.2019



19.10.2021

Ryc. 6.9. Powierzchnia nr 11 na torfowisku Kluki, założona w potorfciu, w płacie zbiorowiska regeneracyjnego wełnianki pochwowatej, wełnianki wąskolistnej, trzęślicy modrej i torfowców *Eriophorum vaginatum*-*E. angustifolium*-*Molinia caerulea*-*Sphagnum* spp., w kompleksie ze zbiorowiskiem *Molinia caerulea*-*Pinus sylvestris* na groblach, 2019 rok – widok przed zabiegiem usuwania drzew, 2021 – po wykonaniu zabiegu (fot. K. Bociąg)

Pozostałe 23 powierzchnie mają charakter leśny (Tab. 6.2). Cztery z nich obejmują lasy brzoźowe (np. powierzchnia nr 21 – Fot. 6.5) a 19 – bagienne bory sosnowe. W przypadku borów sosnowych dobrze reprezentowane są zarówno fitocenozy, które wykształciły się na przesuszonym, zmurszałym podłożu, jak i te występujące na względnie dobrze uwodnionym torfie. Pierwsze z nich to sosnowy bór bagienno-trzściowy (zbiorowisko *Molinia caerulea*-*Pinus sylvestris*) dokumentowany na 2 powierzchniach (pow. nr 26 – Fot. 6.6 oraz pow. nr 27 – Fot. 6.7) oraz silnie zdegradowany bór bagienno-trzściowy (zbiorowisko *Pleurozium schreberi*-*Pinus sylvestris*), reprezentowany przez 9 powierzchni (np. pow. nr 25 – Fot. 6.8). Dobrze uwodnione sosnowe bory bagienne *Vaccinio uliginosi*-*Pinetum* dokumentowane są na 8 powierzchniach (np. pow. nr 8 – Fot. 6.9.; Tab. 6.1, 6.2).



Fot. 6.5. Powierzchnia nr 23 na Wielkim Bagnie, zbiorowisko z wrzosem zwyczajnym *Calluna vulgaris* i trzścią modrą *Molinia caerulea*. (fot. K. Bociąg)



Fot. 6.6. Powierzchnia nr 26 na Ciemińskich Błotach, sosnowy bór bagienny z trzęślicą (zbiorowisko *Molinia caerulea*-*Pinus sylvestris*; fot. K. Bociąg)



Fot. 6.7. Powierzchnia nr 27 na Ciemińskich Błotach, sosnowy bór bagienny z trzęślicą (zbiorowisko *Molinia caerulea*-*Pinus sylvestris*; fot. K. Bociąg)



Fot. 6.8. Powierzchnia nr 25 na Wielkim Bagnie. Zdegradowany bór bagienny z rokitnikiem pospolitym (zbiorowisko *Pleurozium schreberi*-*Pinus sylvestris*; fot. K. Bociąg)



Fot. 6.9. Powierzchnia nr 8 na Wielkim Bagnie. Sosnowy bór bagienny *Vaccinio uliginosi*-*Pinetum* (fot. K. Bociąg)

6.2.2. Pierwsze obserwacje zmian roślinności

Lata 2018-2020, gdy zakładano powierzchnie monitoringowe, oraz rok 2021, gdy powtarzano wszystkie obserwacje, były stosunkowo suche. Z tego powodu zmiany oczekiwane na objętych projektem torfowiskach, polegające na poprawie kondycji i rozwoju roślinności mszarnej, są niewielkie. Na dzień dzisiejszy są one udokumentowane obserwacjami pochodzącymi z powierzchni nr 1-17 (por. metody), dotyczącymi następujących zbiorowisk roślinnych: mszar wrzoścowy (9 powierzchni), sosnowy bór bagienny (5 powierzchni), płaty mszarnej roślinności regeneracyjnej (2 powierzchnie) oraz zbiorowisko trzęślicy modrej, wełnianki pochwowatej i torfowca kończystego *Molinia caerulea-Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax* (1 powierzchnia; Tab. 6.1).

W przypadku mszarów wrzoścowych po wykonaniu zabiegu całkowitego lub częściowego usuwania sosny i brzozy z warstwy drzew, podrostu i runa zaobserwowano następujące tendencje (np. pow. 1 – Ryc. 6.5; pow. 9c – Ryc. 6.10):

1. wzrost pokrycia krzewinek tj. wrzosu *Calluna vulgaris* i wrzośca *Erica tetralix* w runie, na niektórych powierzchniach wzrost ten dotyczy także modrzewnicy zwyczajnej *Andromeda polifolia*;
2. niewielki spadek pokrycia wełnianki pochwowatej *Eriophorum vaginatum*;
3. spadek obfitości występowania torfowców, za wyjątkiem powierzchni o najlepiej uwodnionym torfie;
4. wśród torfowców rośnie rola *Sphagnum capillifolium*. Jest to gatunek typowy dla miejsc o mniejszej wilgotności podłoża;
5. wzrost udziału mchów brunatnych, zwłaszcza *Hypnum cupressiforme*.

W borach bagiennych po przerzedzeniu drzewostanu zaobserwowano:

1. w płacie o runie zdominowanym przez borówkę brusznicę *Vaccinium myrtillus* (powierzchnia nr 3) nastąpiła jej dalsza ekspansja, a w runie mszystym spadł udział torfowców, wzrósł zaś udział *Hypnum cupressiforme* i *Pleurozium schreberi* (Ryc. 6.11);
2. w płacie z dużym udziałem trzęślicy modrej *Molinia caerulea* (powierzchnia nr 13) stwierdzono tylko niewielkie zmiany w runie roślin naczyniowych oraz wzrost pokrywania mszaków, dzięki zwiększeniu obfitości torfowców;
3. w dwóch płatach o bardzo skąpym runie (powierzchnie nr 10 – Ryc. 6.12 i 16 – Ryc. 6.13) zaobserwowano jedynie niewielki wzrost pokrywania mchów.



05.10.2019



19.10.2021

Ryc. 6.10. Zmiany w płacie mszaru wrzościowego *Erico-Sphagnetum medii* na Wielkim Bagnie (powierzchnia 9c). W 2020 roku w płacie wykonano usunięcie nalotu, podrostu i drzew.



10.08.2018

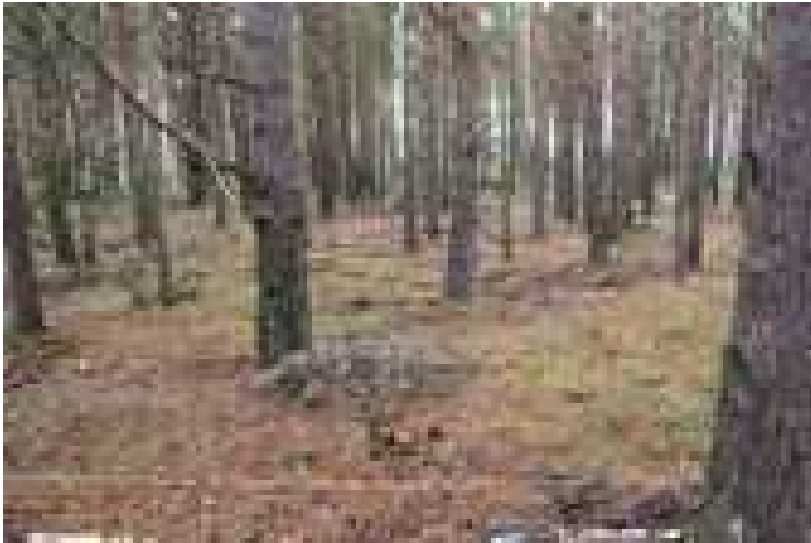


15.08.2021

Ryc. 6.11. Zmiany w runie sosnowego boru bagiennego *Vaccinio uliginosi-Pinetum* na Wielkim Bagnie (powierzchnia 3d). W 2018 roku w płacie wykonano rozluźnienie drzewostanu.



05.10.2019



19.10.2021

Ryc. 6.12. Powierzchnia nr 10 na Ciemińskich Błotach, Sosnowy bór bagienny *Vaccinio uliginosi-Pinetum* (fot. K. Bociąg).



08.10.2019



12.09.2021

Ryc. 6.13. Powierzchnia nr 16 na Ciemińskich Błotach, zdegradowany bór bagienny z ro-
kietnikiem pospolitym (zbiorowisko *Pleurozium schreberi*-*Pinus sylvestris*); 2019 rok – wi-
dok przed zabiegiem usunięcia części drzew, 2021 – po wykonaniu zabiegu w 2020 roku
(fot. K. Bociąg)

W przypadku płatu zdominowanego przez trzęślicę modrą *Molinia caerulea* (zbiorowisko trzęślicy modrej, welnianki pochwowatej i torfowca kończystego *Molinia caerulea-Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax*, powierzchnia nr 15) po usunięciu nalotu brzozy stale utrzymuje się bardzo silne zwarcie traw. Zmiany na tej powierzchni są niewielkie - nieco wzrosło pokrywanie mchów. Usuwany podrost brzozy ma tendencję do szybkiego odrastania, stąd konieczność powtórzenia zabiegu (Ryc. 6.14).

Na powierzchniach regeneracyjnych (powierzchnie nr 6 – Ryc. 6.8 i 12 – Ryc. 6.7) po usunięciu drzew stwierdzono niewielki wzrost zwarcia runa roślin naczyniowych dzięki wyraźnemu zwiększeniu obfitości występowania żurawiny zwyczajnej.

Obserwacje na podpowierzchniach (1x1 m) potwierdzają opisany powyżej ogólny trend zmian, obserwowany w skali całych powierzchni. W niektórych miejscach zmiany te są bardzo szybkie np. wskutek rozwoju darni mchów (Ryc. 6.10). Odnotowuje się też miejscami tendencje odwrotne np. spadek pokrywania mchów na jednej z podpowierzchni pomimo wzrostu pokrywania mchów w skali powierzchni 10 x 10 m.

Dopiero dłuższe obserwacje, dzięki większej ilości danych, pozwolą stwierdzić, na ile obecnie obserwowane tendencje są istotne statystycznie i czy mają trwały charakter. W kolejnych latach będzie możliwe także analizowanie zmian roślinności w oparciu o wszystkie 38 powierzchni. Dalsze prace monitoringowe będą dokumentowały stan roślinności po zatamowaniu rowów melioracyjnych w obrębie objętych projektem torfowisk.



08.10.2019



15.09.2021

Ryc. 6.14. Powierzchnia nr 15 na Ciemińskich Błotach. Zbiorowisko trzęślicy modrej, włnianki pochwowatej i torfowca kończystego *Molinia caerulea-Eriophorum vaginatum-Sphagnum fallax*, 2019 rok – widok przed zabiegiem usuwania nalotu i podrostu, 2021 – po wykonaniu zabiegu w 2020 roku (fot. K. Bociąg)

SUMMARY

Introduction

Three peat bogs in the Gardno-Lebsko Lowland, located in the Slowinski National Park, south of the shores of Lake Łebsko, became pilot sites where first research and then restoration activities were undertaken in 2016-2021 as part of the international LIFE PeatRestore project “Reducing CO₂ emissions through restoration of degraded peat bogs in the lowlands of northern Europe”. The idea of the project was - undertaken in full synergy with nature conservation - to try to inhibit peat decomposition processes and the associated greenhouse gas emissions, and ultimately also to at least partially restore the peat-forming process, i.e. CO₂ sequestration. The aim of the project was a demonstration of pilot restoration of several peatlands in five Baltic Sea countries (Germany, Poland, Lithuania, Latvia, Estonia). The activities were coordinated by The Nature and Biodiversity Conservation Union (NABU) from Germany. The implementation of the Polish part of the project was the responsibility of the environmental NGO - Naturalists Club (Klub Przyrodników), cooperating in this respect with the Słowiński National Park, under whose management the protected peatlands are located.

The LIFE PeatRestore project in its Polish part covered the peatbog deposits (Fig. 1.1): Kluki (also known as Bórbagno Kluki or Klucki Las), Ciemińskie Błota (also known as Ciemińskie Bagna) and Wielkie Bagno (also known as Wielkie Bagno-Gać, Żarnowska or Krakulice). The assumptions of the project are presented in a separate article (Bociąg et al. 2017), and in a popular version also in a special brochure (Pawlaczyk et al. 2019).

The experience of the whole LIFE PeatRestore project, including the experience obtained in the Słowiński National Park in comparison with the experience from other countries, is the subject of separate publications (Pakalne et al. 2021, Jarašius et al. 2022). This publication presents detailed knowledge about the sites in the Słowiński National Park obtained during the implementation of the project.

2. Hydrological conditions

Roman Cieśliński, Izabela Chlost, Iwona Bubak, Łukasz Pietruszyński,
Zuzanna Lipińska, Marlena Pawłowska, Alicja Olszewska, Mateusz Czereda

Mires are one of the wetland types where processes of organic sediment accumulation occur, closely related to water conditions. Therefore hydrological conditions are the most important for their development and functioning, among others they stabilise the water cycle. In the case of raised bogs, which are mainly fed by precipitation, they constitute a self-regulating hydrological system in relation to the surrounding hydrographic network, determining the development of biological life. Furthermore, peatlands are considered to be responsible for both the accumulation of greenhouse gases and their emission. The emission or accumulation of carbon in peatlands is an individual feature and strongly dependent on the eco-hydrology of the site, and in particular on the prevailing water conditions, which can be disturbed by various drainage activities and changes in their water relations. Comparisons of average greenhouse gas emissions from natural and degraded peatlands suggest that well-preserved peatlands have a limiting effect on the climatic potential for greenhouse gases, while over-drained and degraded peatlands become significant emitters of these gases.

The main aim of this chapter was to discuss broadly defined hydrological and hydrographical conditions in three selected Baltic raised bogs, i.e. Ciemińskie Błota, Kluki and Wielkie Bagno, in terms of defining their present state and possibilities for restoration. Additionally, detailed analysis of hydrological conditions in the aspect of temporal and spatial variability made it possible to identify the main natural and anthropogenic conditions affecting this variability. Consequently, this enabled to relate the results obtained to the variability of greenhouse gas emissions and existing biotic conditions. And additionally to establish scenarios for changes in water conditions, in the context of the impact of global climate change, as manifested by variations in precipitation and evaporation.

The main work consisted in field studies, which included monitoring of water level variability based on an automated network of divers recording groundwater and surface water levels (on drainage ditches and channels and peat mining pits) - in total 80 devices were installed. Monthly inventory of surface water inflow and outflow paths from the sites and measurements of outflow volume by means of electromagnetic hydrometric mill were performed as well as quarterly hydrographic mapping defining retention condition in peat bogs (places of water stagnation and deficit). Additionally monthly in situ measurements of simple physicochemical properties of surface and groundwater (temperature, pH, electrolytic conductivity) were made along with quarterly sampling of surface and groundwater for further laboratory tests carried out in Hydrochemical and Hydrobiological Laboratory of the Department of Hydrology, University of Gdańsk (chlorides, total nitrogen and

total phosphorus as well as basic cations and anions). Thermal and pluviometric conditions thanks to installation of self-registering meteorological station were also monitored permanently. Additionally, bathymetric plans were made for three reservoirs formed after peat exploitation, and peat samples were taken to determine their hydration.

As a result of the fieldwork, about half a million data were collected and used to compile this chapter. Additionally, they were supplemented with data from the Institute of Meteorology and Water Management and own calculations. As a result, it was established that the amount of precipitation varied considerably, both in annual and monthly distribution. As a result, on the basis of Kaczorowska's precipitation classification, it was noted that the individual years varied in character. The years 2018 and 2019 should be classified as average years in terms of precipitation, while 2020 and 2021 as dry years. On the other hand, in the case of the monthly distribution, a mosaic of results can be seen, from extremely dry months (less than 50% share of the average multi-year total in precipitation), through very dry, dry, average (90-110%), humid, very humid and extremely humid (more than 150% share of the average multi-year total in precipitation). Significantly, in 2020 and 2021 we can see an increase in the number of months from the group of dry, very dry and extremely dry months, 8 and 9 respectively, when in previous years these values concerned 5 months. On the other hand, the number of humid, very humid and extremely humid months decreased from values of 5 in 2018 and 6 in 2019 to values of 4 in 2020 and 3 in 2021. June is interesting in comparison to all months, where it was considered as an extremely dry month in all years.

On the other hand, in the case of evaporation for individual years, it was similar to each other and no significant differences were noticed. Considering evaporation in monthly distribution, it should be noted that the highest values were observed in the warm period, while low values in the cold period. The maximum evaporation was recorded from June to September, while the minimum from November to February. Based on precipitation and evaporation, the climatic water balance (KBW) was calculated. On its basis it was found that for the data from the Łeba station all the years were characterized by negative climatic balances. The difference between precipitation and evaporation ranged from -75 mm in 2019 to -163 mm in 2021. For the station in Gać, on the other hand, positive climate balance was recorded for all years. The difference between precipitation and evaporation ranged from 107 mm in 2021 to 273 mm in 2018.

Analysing the climatic water balance in the monthly distribution it should be noted that for all years, in April and June there was always a negative climatic balance. Additionally, negative values were recorded in May 2018 and 2020, July 2021, August 2018, 2019 and 2020, and September 2021. For the remaining periods, a positive climate balance was always recorded. The highest positive value was obtained in August 2021 (120 mm), followed by November and December 2018 (110 and 82 mm, respectively). For the negative values of the climatic balance, the absolute minimum was obtained in June 2019 and 2021 (-60 mm and -58 mm).

The hydrographic network of the sites consists mainly of drainage channels and ditches within the peatlands, of varying length, width and depth. In many cases they are heavily overgrown and obstructed permanently or periodically. This is particularly true during periods of low rainfall or low retention. As a result, they often have different capacities, which depend on seasonality and hydrometeorological conditions. In the case of Ciemińskie Błota peatland, the length of ditches with water varied depending on the season from 3 to 32 km (average 10 km) and the density of ditches ranged from 11 to 119 m/ha (average 37 m/ha). The second peat bog - Kluki was characterized by the length of ditches from 4 to 77 km (average 24 km), with the density of ditches varying from 4 to 79 m/ha (average 25 m/ha). On the other hand, in Wielkie Bagno (Żarnowska) the length of ditches ranged from 40 to 160 km (average 100 km). On the other hand, the density of ditches varied from 31 to 123 m/ha (average 77 m/ha). In some cases, ditches and canals are transitory in nature. Their function is only to transport water through the peatland area to a particular receiver.

Additionally there are band ditches surrounding peatlands. Their function is to intercept water from surface run-off, being an element of open drainage. The Łeba and Pustynka rivers, as well as Lake Łebsko, are located in the vicinity of the peat bogs and strongly affect water conditions in all sites (possibility of two-way drainage). Also in the case of Wielkie Bagno (Żarnowska) there are post-mining depressions after extracted peat, which are currently filled with water. The hydrographic network is supplemented by periodically stagnating water on the surface of peat bogs, depending mainly on precipitation, thermal conditions and retention capacities. This phenomenon is characterised by high seasonal variability.

The goal of field mapping was to determine the retention status of the investigated peatlands under different hydrometeorological conditions. It consisted in marking on a map, places of surface water stagnation and places (including drainage ditches) deprived of water. As a result a map with indication of peat substrate areas with high water saturation, even in the warm, dry season of the year, was prepared. Hydrographic mapping carried out during the survey period indicates high dynamics of surface water resources variability resulting from pluviometric conditions and seasonal variability. Consequently, we can observe periods when peatlands are in good hydrological condition or, which is very unfavourable, undergo a process of drying out. In the case of direct field mapping it was possible to establish that the peatlands have variable retention conditions. In summer the worst water conditions are recorded, resulting in the drying out of most of the drainage channels and ditches. Water is observed only in the largest channels. On the contrary, good retention was recorded in March 2021. An extensive hydrographic network can be seen in all investigated peatlands. In the case of Ciemińskie Błota and Kluki also wetlands. In Ciemińskie Błota the whole area north of the transit ditch was wet. At Kluki, wetlands occupied only the northern part of the area, as well as small fragments in the central part and the south-eastern part of the bog. On the other

hand, very good water conditions were recorded during spring melt. For example, in February 2020 and March 2018, the hydrographic network was strongly developed. Water was present not only in the main and secondary ditches, but even in small linear structures. Besides, significant areas were inundated with water (this is especially true for the northern part of Kluki and Ciemińskie Błota), and another part had the character of wetlands. In the case of Wielkie Bagno (Żarnowska) wetlands were dominant. Throughout the study period, the best water (retention) conditions occurred in December 2017. This is the period when the hydrographic network was most developed. In Kluki more than 50% of the area was occupied by waterlogged areas. In the case of Ciemińskie Błota, in addition to the areas north of the transit canal, places near the western boundary were also flooded. Even in the case of Wielkie Bagno, flooded areas appeared (northern and western parts). Substantial areas of all peatlands were occupied by wetlands. This is a result of the very high rainfall that occurred in the preceding summer and also due to the rainfall occurring in November and December 2017.

One of the problems of poorly hydrologically functioning peatlands is the excessive escape of water beyond their boundaries, through drainage channels and ditches. In the case of project sites, such an issue unfortunately exists. For Kluki the biggest problem is the C9 Canal, which is a transit canal, strongly draining the peatland especially its central part. Regardless of the season, it carries considerable amounts of water. The peatland is also drained by a band ditch in the north-eastern part of the fen which discharges water directly into Lake Łebsko. On the other hand, for Wielkie Bagno, water escapes in all directions. Water escapes from the sites southwards towards the Łeba River, then westwards to the Gać pumping station serving the polder of the same name, further northwards through an underground pipe carrying water to the Łebsko Lake and finally eastwards, where the drainage base is the Żarnowski Channel carrying water to the Łeba River. Ciemińskie Błota is characterised by the best hydrological conditions. A potential place of water outflow is the Transit Canal which in the past flowed directly into the Łebsko Lake (at present the canal is overgrown and there is no connection). Moreover, it has been observed that water overflows the dike crown of the road separating Ciemińskie Bagna and Izbickie Bagna from the south. The outflow takes the form of numerous chaotic streams flowing in different directions.

In the area of the Wielkie Bagno, in contrast to the other two investigated bogs, there are 6 post-mining reservoirs after peat extraction (ZL3, ZL7, ZL8, ZL9, ZL10 and ZL11). Three bathymetric plans were made for reservoirs ZL9, ZL10 and ZL11 in 2018 and 2019. All the analysed reservoirs are shallow, their maximum depths do not exceed 1 m. The shape of the basin is regular and the distribution of isobaths is strongly related to it. The volume of the reservoirs at mean water level was 101 327 m³ for the ZL9 reservoir, 67 590 m³ for the ZL 10 reservoir and 62 214 m³ for the ZL11 reservoir. Additionally, the average volume of the 3 remaining post-mining reservoirs was estimated. For the ZL3 reservoir it was 9 000 m³, for the ZL7

reservoir - 120 000 m³, and for the ZL8 reservoir - 11 000 m³. On the basis of the obtained results, it may be additionally stated that the amount of water in particular reservoirs varied considerably in time, which is an effect of irregular precipitation supply and excessive evaporation in summer.

An extremely important problem for the proper functioning of peatlands is the amount of water supplied and discharged through the horizontal hydrographic system. Especially the water escape routes from peatlands are of great importance, because in situations of significant water loss through this route, peatland drying is possible and, as a consequence, the malfunctioning of certain habitats. In the case of raised bogs, which have been more or less degraded in the past, this is a major problem. The outflow of water from the investigated peatlands is conditioned mainly by the amount of precipitation. Additionally, the outflow increases with increasing retention in autumn and winter. For the whole measurement period in case of Ciemińskie Błota peat bog the total annual inflow was recorded at the level of 348,000 m³, and outflow at the level of 820,000 m³. As a result, the peat bog lost 472 000 m³ of water through horizontal exchange during the whole study period. Kluki had an inflow of 5,137,000 m³ and an outflow of 7,539,000 m³ during the study period, a difference of 2,401,000 m³ in favour of the outflow. In the case of the last of the investigated peatlands, Wielkie Bagno (Żarnowska), only an outflow of app. 2 919 000 m³ of water was recorded for the entire measurement period, i.e. 2018-2021.

In the study area, in addition to quantitative measurements, qualitative studies were also performed. These mainly concerned water taken from canals and drainage ditches. A total of 20 measurement points were located on the three peatlands, four on Ciemińskie Błota, three on Kluki and 13 on Wielkie Bagno. In the case of Ciemińskie Błota, analysis of monthly mean concentrations of particular ions revealed both temporal variability and spatial differentiation. In the studied period it is difficult to speak about seasonal changes of concentrations of any ion. No visible changes (upward or downward trend) in the obtained results could be identified either. On the other hand, in the case of Kluki, these analysis revealed similarity of minimum, mean, maximum and deviation values obtained on the same channels KL1 and KL2. Additionally, it also showed temporal variability and spatial differentiation of ions, but it is difficult to speak about seasonality of changes in concentrations of any ion. The last of the analysed peat bogs - Wielkie Bagno (Żarnowska) was also characterised by similar results to the two previous ones. The analysis of monthly mean concentrations of particular ions showed similarity of points situated on the same channel (points ZQ9 and ZL4). Apart from measurements made in the laboratory, the results of measurements made in situ were also analysed. In this case, the analysis was limited to two indices, i.e. specific conductivity and pH. In the case of Ciemińskie Błota the distribution of variability in time of obtained pH results indicates slight oscillations within a given measurement point and also slight differences between all the points. The recorded changes are so small that

seasonal changes cannot be inferred either, as this parameter is relatively constant. The neutral reaction prevailed throughout the measurement period. On the other hand, electrolytic conductivity showed high variability in time. The first significant pick was recorded in August 2019 (to a level of about 900 - 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), and another one in August 2020 (to about 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$), followed by a systematic increase. This state persisted till the end of the study period. In the remaining measurement dates the values of specific conductivity ranged from about 60 to 140 $\mu\text{S}/\text{cm}$. For the Kluki the distribution of variability in time of water reaction indicates slight oscillations of results in two measurement points - KL1 and KL2 and not large differences between them. The value of this index ranged from 6.2 to 7.6 (neutral reaction). A different situation was observed at KL3, where a decrease in pH was recorded during the study. Values of water reaction assume values (acid or periodically neutral reaction), which may indicate high share of peat waters in this measurement point. Similarly, analysis of electrolytic conductivity allowed to distinguish point KL3 as different from points KL1 and KL2. At this point recorded values of conductivity were several times lower and relatively constant in comparison with those recorded at other points. Noteworthy is the significant peak in conductivity values in November 2020 (to a value of 906 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Temporal analysis of results obtained at the remaining points allowed to conclude insignificant seasonal variability - increase of conductivity values in warm periods and decrease in cold periods. In the whole measurement period obtained results in points KL1 and KL2 ranged from 155 to 612 $\mu\text{S}/\text{cm}$, whereas in point KL3, except November 2020, from 61 to 319 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Differences in individual points could reach even 3-4 points on the pH scale. The largest changes, recorded at most points, were observed from October 2018 to February 2019 and in May 2020. Spatial variability, on the other hand, showed that pH values recorded at points ZQ9 and ZL4 were always higher than those recorded at the other points. These points are located on the main drainage channel of the peat bog. Analysis of the temporal distribution of electrolytic conductivity showed a slight trend of increasing values as the study continued, with single extremes in August 2019, August 2020 and November 2020. In addition, the spatial analysis indicated a different character of the waters at points ZL6 and ZL5 (located in the south-western part of the bog, close to the river) and at points ZQ9 and ZL4, located on the main channel.

The obtained results concerning groundwater fluctuations indicate high dynamics of variability considered in annual, monthly and daily distribution. At the same time the variability of results connected with spatial distribution of particular measurement points can be noticed, which in turn should be connected with biotic differentiation, different anthropopressure (proximity of drainage ditches), proximity of Lake Łebsko, distance from the peat bog dome or proximity of band ditches. However, for all three peatbogs a certain correlation of water levels can be observed. Fluctuations in time are generally similar to each other. Minimum water levels appear each year in late summer and early autumn. From May, sometimes

as early as April, the beginning of groundwater level decrease can be observed and the most pronounced decrease is observed in July, August and September (the minimum is usually reached in this month). From October onwards a slow rise in groundwater level is recorded. Additionally, two distinct minima were noted throughout the measurement period: in September 2019 and August 2021. An absolute minimum was recorded at most measurement points in August 2020. This applies especially to Kluki and Wielkie Bagno. The main reason for this was the very dry winter period in the beginning of 2020, which did not allow water reserves to recover and subsequent extremely dry June, July and September. The very high rainfall of August, due to the deficit in the previous period, did not compensate for these losses. In Ciemińskie Błota, on the other hand, absolute minima were reached by the water table in September 2019 (56% of cases) and in 2020. One of the reasons for this may be the potential influence of Lake Łebsko. On the other hand, in the months from November to April, a large stabilisation of water levels can be seen, resulting from the fact that there is a significant inflow of rainwater during this period and the occurrence of the spring melt period. Especially the period from November to April 2018 was characterised by high groundwater levels. This is a result of the exceptionally wet and rainfall-rich summer and autumn period preceding this measurement period. Interestingly, throughout the measurement period there are dates when groundwater stagnates at the surface (above ground level), at levels ranging from 1 to just over 30 cm. Also for all analysed peatlands the groundwater response to precipitation is evident. This applies not only to diurnal variability, but also to monthly. In the case of diurnal variability, the response of peatlands to precipitation is evident, especially in the cold season and also after very intense rainfall, such as that recorded in August 2021. It is essentially instantaneous, as exemplified by the rainfall events of September-October 2018, October 2019, or September-October 2019. The increase in water levels then persists for a long period, which has to do not only with the amount of atmospheric inflow, but also with the reduction in the amount of evaporation. It is also worth noting the initial measurement period (November - January), when a large stabilisation of water levels was recorded. It resulted not only from the precipitation during this period, but also from the intense precipitation recorded in the preceding period (summer 2017). On the other hand, in the case of monthly variability of groundwater levels in peatlands in the context of precipitation volumes, a strong relationship can also be seen. This applies, for example, to the initial measurement period (November-December 2018), where high precipitation of 100-120 mm and a significant stabilisation of water levels were evident, or to the intense increase in water levels after the precipitation recorded in September 2018 (about 90 mm of precipitation) and in the period from July to October 2019 (precipitation of 70 to more than 120 mm). Particularly noteworthy is the rainfall in August 2021 (nearly 160 mm), which also caused an increase in groundwater levels. Considering the variability of groundwater levels for individual peatlands it should be stated that the best water

conditions among them are observed in Ciemińskie Błota. It is evidenced by the range of water level fluctuations and average for the whole measurement period. The main reason for this is the smallest anthropogenic transformation recorded in this peatland (in comparison with the remaining investigated peatlands). Also the fact that on the south, the peatland is isolated by Bagna Izbickie (Izbickie Marshes) from negative factors, contributes to this state. Also, its water relations are shaped by the close vicinity of Lake Łebsko. This proximity causes that with appropriate hydrometeorological conditions it is possible for lake waters to flow into the estuarial section of the Pustynka River, as a result of which water flows into the western fragment of the peatbog through channels. On the other hand, in Kluki and Wielkie Bagno much larger amplitude of water level fluctuations are observed than in the case of Ciemińskie Błota.

Similarly to surface waters, groundwater in the sites was also subject to quality monitoring. In total 32 measurement points were located in the three peatlands, including 9 in Ciemińskie Błota, 11 in Kluki and 12 in Wielkie Bagno (Żarnowska). Groundwater samples were taken from previously installed piezometers. In the case of Ciemińskie Błota, analysis of monthly mean concentrations of individual ions showed both temporal variability and spatial differentiation. In the studied period it is difficult to speak about seasonality of changes in concentrations of any ion. Only the fact of very low values of phosphate concentrations at the majority of the surveyed measurement points in 2017-2018 and at the beginning of 2019 is noteworthy. After this period, their significant increase was recorded. Particularly in May 2020 this significant increase in total phosphorus concentrations was recorded, mainly at points located outside the peat bog dome. At this time a threefold increase in concentrations was recorded compared to other study periods. What is important, low concentrations of phosphorus forms correlate with high concentrations of calcium. In such a situation phosphorus may be bound and precipitated in insoluble form (calcium phosphate), which limits availability of this element for living organisms. Additionally, at points C8, C17, C4 and C5 distinctly higher concentrations of sodium, sulphate and chloride ions were recorded. These points are situated along the shore of the Łebsko Lake, and as the results of the conducted studies show, lake waters have an influence on water chemistry in the peat bog, either through hydraulic connections or the atmosphere (increased evaporation from the lake or strong winds carrying aerosols). Potassium content, on the other hand, did not stand out, except in October 2018, when concentrations at some points were three times higher than in the other measurement periods. In the case of Kluki, the analysis of monthly mean concentrations of individual ions showed both their temporal variability and spatial differentiation, and allowed to draw a conclusion that points located in the northern part of the peat bog significantly differ from points located in the southern and central part. However, it is difficult to assess seasonality of changes in concentrations of any ion, except calcium.

For total phosphorus and phosphates, it is noteworthy that their concentrations are very low. The exceptions are June 2018, when a significant increase was recorded in the central part of the bog, and 2020, when such a peak was recorded at all measurement points. Analysis of monthly mean concentrations of individual ions for groundwater in Wielkie Bagno (Żarnowska) showed both temporal variability and spatial differentiation. Concentrations of ions were subject to fluctuations, often very dynamic, however, it is difficult to state that these changes were seasonal. Similarly as in the case of surface waters, also in the case of groundwaters the analysis of indicators for which measurements were taken in situ in the field was performed. In the case of Ciemińskie Błota the distribution of water reaction variability in time confirms small oscillations within a given measurement point and also small differences between all the points. The recorded changes are so small, making conclusions on seasonal changes not possible either, as this parameter is relatively constant. The water reaction was slightly acidic or neutral throughout the measurement period. In turn, analysis of the results for electrolytic conductivity distinguished three groups of points. Point C13 was characterized by constant values of conductivity in the whole study period at the level from 50 to 65 $\mu\text{S}/\text{cm}$. The second group included points C8 and C17, situated closest to Lake Łebsko and characterized by several times higher values of conductivity in comparison with the remaining points. For these points values ranged from 131-577 $\mu\text{S}/\text{cm}$ were obtained. These values remain at high level throughout the whole study period, with no visible fluctuations. The remaining points can be classified to the third group - intermediate between the two previous ones. In the case of Kluki the analysis of obtained results for pH allowed to draw a conclusion that distribution of variability in time shows slight oscillations, both within a given measurement point and slight differences between all points. Only points K1 and K12, situated in the most northern part of the peat bog, show slightly consistently lower pH values in relation to the remaining points (these differences are of the order of 1-1.5 points of pH scale). Time analysis of conductivity distinguished two groups of points. One of them included points located in the southern part of the peat bog - K7, K21, K13 and K4. They are characterised by 2-3 times lower values of conductivity in relation to the remaining points forming the second group. At the same time an increase of conductivity in August 2020 was observed at those points, what was not recorded at points from northern and central part of the peatland. The last of the analysed peat bogs - Wielkie Bagno (Żarnowska) in case of water reaction is characterised by stability of this parameter in time and space. Small fluctuations are visible, at particular measurement points, but at different times. However, these changes are not significant. At point Z15, the recorded pH values are approximately 1 point higher than at the remaining points. Temporal and spatial analysis of conductivity showed that points located in the southern part of the peatland Z8, Z15 and Z16 are distinct in relation to points from the northern part. At those points conductivity was about twice as high as at the remaining measurement points.

During the study period the thickness of the peat layer was measured, and samples were taken for analysis of peat hydration by roasting. The mean hydration of the whole peat layer in Ciemińskie Błota and Kluki was 86%, while in Wielkie Bagno it was 88%. As a rule, lower variability of hydration with depth was observed in the peat covered by forest, whereas a higher variability was observed in the open peat, on the dome. The lower hydration near the surface is due to loss of retention as a result of mineralisation of the peat (decomposition). At that time the peat had a hydration of 60-80%. In the deeper parts, decreases are marked where there is peat with gytja or in contact with mineral substrate or in organic formations with pieces of wood. As a result, hydration drops down to values below 60%. In the rest of the peat core the values are between 80-90%.

For the purposes of this study, it was decided to calculate the balance using the data from the station in Gać. For the first of the analysed peat bogs - Ciemińskie Błota, it can be noted that for the whole measurement period, i.e. years 2018-2021, it was positive and the retention difference amounted to 135 mm. Considering individual years, they were also positive, and the retention difference ranged from 74 mm in 2021 to 165 mm in 2018. At the same time, it can be seen that vertical exchange (precipitation and evaporation) is the dominant element in both inflow and outflow. The situation is similar for Kluki, where the water balance for the whole measurement period was positive. The difference in retention for this site was at a similar level to the previously discussed site and amounted to 122 mm. When considering the individual years, a positive balance can be seen for all of them, although for two years the retention difference was small compared to the other two. For 2019 and 2021 the retention difference was 51 mm and 61 mm, while for 2018 and 2020 it was 280 and 176 mm respectively. This gives a difference of three to six times. Here too, as for Ciemińskie Błota, the dominance of precipitation and evaporation in the volume of water input and output is observed (they have the largest percentage share of all components). The last peat bog - Wielkie Bagno (Żarnowska) was also characterised by a positive water balance. The value of retention difference for the whole measurement period amounted to 126 mm and was similar to the other two peatlands. Considering individual years also all of them had positive water balance. However, the year 2021 was slightly different from the others. At that time its retention difference was only 84 mm, when for the other years it reached values of 172 mm (2018), 119 mm (2019) and 128 mm (2020). Interestingly, on the inflow side we have only one element in the form of precipitation, while on the outflow side evaporation dominates. In summary, the obtained values of water balances for the three studied peatlands indicate that their hydrological condition is good. Each year a water surplus was observed, which indicates that there are sufficient water resources for the proper functioning of the peatlands. Unfortunately, delving deeper into the monthly distributions, it can be seen that especially in summer they are deprived of an adequate amount of water, which can lead to periodic dryness. Repeated situations of this kind can lead to the degradation of peatlands.

At the same time, the main source of supply is atmospheric precipitation, whereas evaporation causes losses. This may have very unfavourable effects in the future due to the observed climate change. Heavy rains and increasingly frequent droughts are very unfavourable in this context. On the other hand, small amounts of water flowing away horizontally (through a network of canals and drainage ditches) are beneficial in the context of peat bog development.

As peatlands are extremely important objects in geographical space, they are nowadays ecosystems on which numerous restoration works are carried out. The most important aim of these works is to improve water conditions, and above all to raise the level of groundwater in peat deposits. Therefore, in peat bogs the aim is to retain as much water as possible (blocking water escape routes) and to stabilise groundwater levels so that they lie shallow under the ground surface and have small fluctuations considered in daily, monthly and annual scale. A measurable effect of such works should also be an increase in the water level in canals and drainage ditches. It is important that water fills most of those linear objects. At present, they are mostly dry and rarely carry any water. Therefore, the method of damming ditches and canals or backfilling them is most often used. This is done to raise the groundwater level and periodically stagnate it on the ground surface. Importantly, all these activities are taking place at a time of climate change, which is not only bringing about thermal changes in the world's atmosphere, but also changes in the amount of precipitation. In our latitudes, precipitation is expected to increase, but it will be irregular over time. On the other hand, evaporation will increase, which is very unfavourable for peatlands. Consequently, extreme phenomena in the form of torrential rains and periods of drought will be observed more and more frequently.

To better illustrate the above statements in the study area, changes in peatland water levels were calculated and visualised based on different scenarios of atmospheric inflow. Dry periods (up to 450 mm of precipitation), normal to medium periods (600 mm of precipitation) and wet periods (1250 mm of precipitation) were assumed. A comparison was made between modelled water level in peat in the case of conservation measures (damming) and in the case of no measures. Comparison of modelled water level after implementation of measures, in established optimal version of actions shows, that it is likely to improve hydration of all peatland complexes, but on some of them wet summers are necessary for that. For the Ciemińskie Błota a measurable effect in the form of an increase in groundwater level is predicted, achievable in both dry and wet years. Perhaps this is due to the present condition of the peatland. It is the one with the best water conditions at the moment. Of course, some difference between dry and wet periods is evident, if only in the increase of the area on which water is found (larger extents). In the dry period this was mainly in the central part of the bog, whereas in the wet period it expanded to include areas with a network of channels located south of the central part. On Kluki, on the other hand, one can see greater differences in the pattern of the potential hydrographic network, depending on precipitation. In the dry season

more groundwater on the surface can be seen only in the southern end of the bog and in one place near the C9 Canal, whereas in the wet season the improvement concerns the southern and central part of the peatland. The last of the peatlands, Wielkie Bagno (Żarnowska), was characterised by a very similar layout to that of Kluki. In the dry season higher groundwater levels are predicted in a small area in the western and northern part. On the other hand, in wet season these areas would be much larger and would cover the area located in the western and north-western part, as well as in the central part, where a considerable number of channels and ditches accumulate.

In summary, based on the results obtained, it was concluded that the hydrological situation in the peatlands is not satisfactory. This concerns mainly high variability of precipitation, which leads to occurring water shortages in the warm season. At the same time, dry and wet years occur, which indicates the instability of these inflow routes and hinders the functioning of the peatlands, including their drying out. These conditions have a very negative impact on groundwater level fluctuations (water is deep below the ground surface) and are characterised by high variability over time. Water shortages are caused by climatic factors which can lead to the drying up of drainage ditches and a reduction in the retention capacity of peat bogs, as can be seen in the seasonally changing surface hydrographic network. The main cause, apart from climatic factors, of unfavourable water conditions in the investigated peatlands is the drainage network, as well as contemporary anthropopressure. Fragments of peat bogs additionally maintain a hydraulic connection with a lake at certain times, which manifests changes of water levels and quality. The best retention of the three peat bogs is maintained by Ciemińskie Błota. The best water conditions occur in the central parts of the site (dome) and deteriorate towards the periphery. Therefore, it should be stated that only in the period of high retention are there favourable conditions for proper development of vegetation characteristic for these areas.

3. Stratygraphy and history

Robert Stańko

Detailed field studies were carried out in three peatbog complexes neighbouring with the Łebsko Lake: Kluki, Ciemińskie Błota and Wielkie Bagno (Żarnowska). They cover about 90% of the area of all peatbogs of the Słowiński National Park. Location of particular peatbog complexes is presented in Fig. 3.1. A total of 61 drillings were made with a Instorf peat auger. In four points (two on Kluki - profiles K-4 and K-18, and two on Wielkie Bagno - profiles Z7 and Z10) samples were taken from particular peat layers for radiocarbon dating (18 samples in total). The dating was done by the Scientific and Didactic Laboratory of ^{14}C and Spectrometry

of the Silesian University of Technology in Gliwice. The conducted field studies showed varied stratigraphic structure and thickness of peat deposits and lake sediments in individual complexes. The deepest deposits of peats and lacustrine sediments (about 900 cm) were recorded in Kluki complex (at the point no. K_13) and Ciemińskie Błota (at the point marked with the number C_13).

The Kluki peatbog complex within the boundaries of the national park comprises only a part (c.a. 30%) of a large peat deposit of nearly 3,000 ha, situated between Lake Łebsko, the Pustynka River and the areas south-west of its borders. In terms of its genesis, it can be regarded as of a lake origin. The deepest sediments (point K4), dated about 9000 B.P., testify to the presence of a water reservoir within which lake sediments - gyttja of various types, mainly organic - were accumulated. The process of the original reservoir's overgrowing process within the whole complex lasted for a very long time, which is confirmed by the thickness of the reed peats deposits. The layers of peat and gyttja, sometimes alternating, reflecting the presence of plant communities characteristic for different water levels, represent different stages of transgression of the Baltic Sea (K9, K14). The final stage of development of the whole peatland complex was the succession of bryophytes. The earliest settlements were in the northern part of the complex (c. 2000 years ago). Here the thickness of peat moss peats reaches approx. 200 cm. The deposit also takes on a characteristic shape of a slightly uplifted dome. On the significant part of the peatbog, outside its centre, the top layer is made of rush (*Magnocaricion*) and sedge - brown moss peats lying directly on mineral formations (sites K5, K8). In a few cases woody peats were noted in the bottom part. On the peripheries of the complex lie woody and wood-cane peat. In the area of the southern edge of the deposit there are preserved thick brown moss and sedge - brown moss peats. The structure of the Kluki deposit is presented by generalised stratigraphic cross-sections - transects: K1, K2, K3 and K4 - Figures 3.4, 3.5, 3.6, 3.7).

The peatbog complex Ciemińskie Błota is situated by Lake Łebsko between Kluki and Izbica. The part located within the Słowiński National Park occupies an area of 370 ha. The whole complex has post-lake genesis. It is evidenced by thick layers of gyttja and strongly compacted peats. Organic sediments reach the thickness of about 700 cm. The greatest thickness is reached by reed peats and organic gyttja forming the bottom of the deposit. The upper, bottom part is formed by brown moss peats, the thickness of which as a rule does not exceed 100 cm. In a few places, in the vicinity of mineral edges (probably under the influence of underground waters) brown moss and sedge - brown moss peats have developed. Their thickness sometimes significantly exceeds 100 cm. The analysis of stratigraphic profile indicates alternate occurrence of plant communities connected with water environment or peat bogs. This is an effect of changes in groundwater table and surface water levels correlated with different stages of transgression of the Baltic Sea. The structure of the peat deposit of the Ciemińskie Błota complex is presented in stratigraphic sections - transects: C1 and C2 (Figs. 3.8 and 3.9).

The complex Wielkie Bagno (Żarnowska) includes one of the biggest peatbogs of the Park. The peatbog situated within the boundaries of the Park is only a small part of a large peat deposit located in the area of a triangle delimited by the towns: Łeba - Izbica - Wicko. Within the complex, the largest area of raised bogs of the Park has been preserved. The beginnings of the peatbog development date back to about 6000 B.P. (point Z10). In the past the raised bog deposit occupied a much larger area, now, due to exploitation, about 100 ha. The deposit remaining outside the peat mine is characterised by a dominance of sedge peats. In the majority of the area those peats lie directly on sandy mineral deposits, although in a few hollows gyttjas were found. The thickness of those peats varies from 1.4 m to 2.8 m. The deposit is mostly built by reed and sedge peats, sometimes also wood peats. It is characterised by a relatively low degree of decomposition, ranging from 30 to 50%. The area of the peat bog located in the neighbourhood of the peat mine, along the road Gać-Żarnowska, is a place, where in the past on the sedge peats and sometimes directly on the mineral subsoil a peat moss peat was developed. Peats lying directly under the layer of transitional and peat moss peats have similar species composition and thickness. The thickness of the transitional peat layer varies between 20 and 70 cm. The top peat deposits is built by a layer of strongly decomposed transitional and Sphagnum peats with a thickness of 20 to 120 cm. In many places moss peats are underlain by a thick layer of moss and sedge-moss peats, directly overlying the sedge peats. Dating indicates that the first moss communities appeared here about 5000 years ago (point Z7). The stratigraphic diversity of the deposit is illustrated by stratigraphic cross-sections (transect: Z1, Z2 and Z3, Fig. 3.10, 3.11 and 3.12).

4. Vegetation

Krzysztof Gos, Katarzyna Bociąg

Within the project, vegetation mapping of three peatland complexes (Kluki, Ciemińskie Błota, Wielkie Bagno) in the southern part of the Słowiński National Park (SPN; Poland, Pomerania) was carried out in 2017-2018. The mapping covered the area of 1255 ha. Its objectives were 1) to identify vegetation in phytosociological terms, 2) to classify vegetation into the so-called Greenhouse Gas Emission Site Type (GEST; Couwenberg et al. 2011, Silvestrum 2011), and 3) to identify local Natura 2000 habitat resources. The work was based on a remote sensing vegetation map from 2015, provided by SPN. Each patch was verified in the field using GPS. In some patches, shallow boreholes were drilled to identify the type of substrate and the ground water level. Substrate hydration was determined using the version of the scale adopted in the project, following Joosten et al. (2015; Tab. 4.1). Orthophotos and a numerical terrain model were used to support the development of spatial

data. Each isolated patch was assigned to a phytosociological unit, a GEST unit and a Natura 2000 habitat. Greenhouse Gas Emission Site Type data were used in the project to estimate greenhouse gas emissions from the studied peatlands, information on which is included in Jarašius et al. (2022).

67 vegetation units were distinguished. These units were assigned to several collective groups (Tab. 4.2) and assigned to 28 GESTs (Tab. 4.3). The largest area is occupied by bog pine forests (430 ha, about 34% of the peatlands area; Tab. 4.2, Fig. 4.1). Almost half of this area is classified as degraded *Pleurozium schreberi*-*Pinus sylvestris* community. The rest are typical patches of *Vaccinio uliginosi*-*Pinetum* and *Molinia caerulea*-*Pinus sylvestris*. The area occupied by bog pine forests is subject to dynamic changes. Pine trees encroach on surfaces of open peatbogs with dry substrate and in other, periodically flooded regions, pine stands die back.

The second most common type of forest in the peatlands covered by the project is birch bog forest (308 ha, approx. 25% of the area; Fig. 4.1, Tab. 4.2). Typical patches of *Vaccinio uliginosi*-*Betuletum pubescentis* occupy a negligible area. The dominant community is *Molinia caerulea*-*Betula pubescens*. There are few patches of *Juncus effusus*-*Betula pubescens*, *Carex acutiformis*-*Betula pubescens* and *Pleurozium schreberi*-*Betula pubescens* communities. The most peripheral parts of the bogs are occupied by the *Rubus spp.*-*Betula pubescens* community. In many places birch bog forest replaces dying pine stands or mosses on dried peat. On the other hand, in the peripheral, drier and more fertile parts of the bogs, they transform into birch-oak forests (*Betula spp.*-*Quercus robur* community). These forests constitute the third vegetation unit in terms of area occupied. A small part in the vegetation of the investigated peat bogs are also alder swamp forests, oak-beech forests and spruce plantations.

The scrub vegetation on the studied sites consists of *Myricetum gale*, *Myrico-Salicetum aurita* and other scrub communities from the class *Alnetea*. Currently, scrub phytocoenoses occupy about 1.9% of the area of the sites (Fig. 4.1, Tab. 4.2). With time they will transform into alder swamp forest, and in places currently occupied by rushes new scrub phytocoenoses will appear.

One of the most valuable elements of vegetation of the investigated peatbogs are non-forest raised bog communities, including first of all the *Erico-Sphagnetum medii* complex. The area and state of preservation of these bogs results from forestry management, drainage and peat extraction carried out before the establishment of the National Park. At present they cover only 3.7% of the area of the examined peat bogs (Fig. 4.1, Tab. 4.2). They occur on the cupolas of each peat bog and in former, already fully reclaimed pits. The low ground water level, the associated progressive peat decomposition and tree succession mean that without active protection (building dams on drainage ditches, periodic removal of trees and shrubs) it is not possible to preserve them.

Small areas are occupied by well-hydrated natural transitional and brown moss fen communities, whereas secondary, regenerative *Sphagnum* moss communities

are an important element of peatland vegetation. They cover 84.4 ha or 6.7% of the study area (Fig. 4.1, Tab. 4.2). These communities often form a spatial mosaic with forest vegetation or remnants of heath - *Sphagnum* moss communities. Regenerative bryophyte vegetation is very important for sustaining peat-forming processes in formerly exploited peatlands. Under suitable conditions *Erico-Sphagnetum medii* may develop from it with time. There are also surfaces of bare peat almost unoccupied by plants (in the area after peat excavation). Heath vegetation (*Calluna vulgaris* community and community of *Calluna vulgaris* and *Molinia caerulea*) develops on strongly drained surfaces with decomposed peat after peat exploitation. They cover 13 ha, which is slightly more than 1% of the mapped peatland area. The heath phytocoenoses appear to be relatively persistent in the study area.

Phytocenoses with *Juncus effusus* and *Deschampsia caespitosa* are associated with former agricultural use of peatland. In the areas after stand fall-out and on former roads and forest sector lines phytocoenoses dominated by *Molinia caerulea* often develop, sometimes with a large share of *Pteridium aquilinum*. A small part of the area of the investigated peat bogs is occupied by reed and large sedge rushes.

The area of Kluki bog is dominated by pine bog forests of different state of preservation (Fig. 4.2). Enclaves of *Erico-Sphagnetum medii* are maintained in the southern part of the peatland thanks to active protection measures. In the central part of the northern basin of the bog, the place of the former *Sphagnum* moss communities was taken by a young pine bog forest (*Vaccinio uliginosi-Pinetum*). Patches of this complex also occur in post-excavation pits in the southern part of the peat bog. Communities of *Molinia caerulea-Pinus sylvestris* and *Pleurozium schreberi-Pinus sylvestris* are frequent on this peatland. Considerable areas are also occupied by *Molinia caerulea-Betula pubescens* community. In drier areas a birch-oak forest develops. In the vicinity of the birch-oak forest, in the northern part of the complex, small areas of beech-oak forest growing on humid mineral-organic soils are found (Fig. 4.2).

The vegetation of Ciemińskie Błota is zoned due to its near lake location. The northern part of the peatbog, on the side of Lake Łebsko, is of fen character and well-hydrated. It is dominated by scrub vegetation, alder swamp forests and small areas of reed rushes (Fig. 4.3). The southern part of the more is a much less fertile area. The vegetation here consists mainly of birch bog forest, pine bog forests and the *Erico-Sphagnetum medii* complex. The birch bog forest are located in the peripheral parts, whereas the central part is occupied by bog forests and peat moss communities. There are few well-preserved and typically developed birch or pine bog forests. Many patches have young, compact stands. A considerable area is covered by degraded pine bog forests. There are also fragments of birch forest with blackberry-dominated undergrowth on the edges. Small patches of birch-oak forest are also found in their vicinity.

The contemporary vegetation of Wielkie Bagno is the result of a very strong human pressure related to drainage, afforestation and peat extraction on an indus-

trial scale. Only a small intact fragment of the former peat bog dome has survived. Today it is the most valuable, natural, large patch of the *Erico-Sphagnetum medii* complex. (Fig. 4.4). As a result of peat extraction in the neighbouring areas and the functioning of ditches, it is now strongly dried out and requires active protection in the form of tree removal and improvement of water conditions. To the north of it, there are extensive, old, about 100-year-old peat extraction pits, where the regeneration of bryophyte vegetation has led to the development of young, initial forms of *Erico-Sphagnetum medii*. This complex also occurs in the form of several small patches. In the north-western part of the peatbog, behind a small dune arch, an enclave of non-forest peatbog vegetation of natural, original character with a small dystrophic lake has been preserved. The surfaces after industrial exploitation in the northern part of the peatbog are covered by different types of bryophyte regeneration vegetation, and the places with the driest peat - by *Calluna vulgaris* or *Molinia caerulea* communities. In the central and southern parts of the peatland there are extensive, shallow water basins. The forest vegetation of Wielkie Bagno is in the form of pine bog forests and birch bog forests, similar to those described on the previous two sites. As there, their state of preservation varies. Well-hydrated bog forests are generally only found in the vicinity of the *Sphagnum* moss communities. Spatially, forests degraded as a result of peat drying dominate (Fig. 4.4).

5. Conservation measures

Paweł Pawlaczyk

On the peatbogs of the Słowiński National Park, covered by the LIFE PeatRestore project, the basic aim of protection was to restore their proper hydration, so as to create conditions for development of mire and raised bog vegetation and to counteract development of vegetation towards degenerative communities.

The basic protective measure was therefore to stop the drainage, i.e. the escape of water through the network of former drainage ditches. As part of the reconstruction or decommissioning of the ditches, a total of 350 blocking structures were made on the ditches, hampering the water outflow (Figs. 5.1-5.3): the idea was to make the structures so that they were not permanent objects, but served to initiate the overgrowth of the ditch, gradually “blending into the terrain”. The ditches to be blocked and the optimal location of the ditch blocking structures were determined taking into account ModFlow modelling (cf. Chapter 2), iteratively investigating the potential effects of disabling the functionality of individual ditches, i.e. the predicted position of the water table in the peat in such a situation. The principle of cascade system of small dam-like structures, sometimes located redundantly, was adopted due to the risk of certain imperfection of functioning of individual dams, their dilution etc. The dams were made of jute bags filled with peat, reinforced with

wooden pegs and boards (Fig. 5.4, Fig. 5.1), wooden sheet piling walls (Fig. 5.5) or double sheet piling walls with space between them filled with peat (Fig. 5.2).

In addition to damming, it was deemed necessary, on selected patches where water conditions should improve as a result of damming, to remove partially or completely trees overgrowing and shading the peatland vegetation. This was the case in places, where under the tree canopy there were still elements of vegetation typical for an open peat bog. Leaving the trees would result in their gradual disappearance.

The removal of trees was carried out either as a partial (to clear the forest floor to allow the development of peatland vegetation), or by complete removal of the tree cover on the mires. Larger trees were felled mechanically, while the fine birch overgrowth was removed manually. The remains of the removed trees were used to fill in the ditches (in the sections between the dams) or were deposited in the vicinity for natural decomposition. In total, the removal of trees covered an area of about 86 ha (Fig. 5.6, 5.7; photos 5.3-5.5). After birch removal, in subsequent years emerging suckers were also removed.

6. Vegetation monitoring

Krzysztof Gos, Katarzyna Bociąg

Within the three peatland complexes covered by the LIFE PeatRestore project (Kluki, Ciemińskie Błota, Wielkie Bagno) in the southern part of the Słowiński National Park (SPN), a network of permanent monitoring plots was established in 2018-2021. It was intended to assess changes in phytocenoses after performing active protection measures. These measures consisted in removing young trees from patches of peat moss communities, as well as from dykes between peat extraction pits where bryophyte regeneration communities occur, and in partial trees removal from patches of bog forests. Furthermore, in the future, the monitoring plots are also intended to assess the impact on vegetation of the damming of drainage ditches carried out in the project in 2021.

Each monitoring plot has a size of 100 m². Most of them are square with a side length of 10 m. In exceptional cases, rectangular plots with slightly different dimensions were designated. On the plots, the coverage of all vascular plant species, bryophytes and lichens was determined, taking into account the division into layers. Additionally, in the corners of each plot small sub-plots, 1x1 m in size were delineated (Fig. 6.1), in which herbaceous and bryophyte layers were documented. Species cover was determined as a percentage on a decimal scale, expanded in the first interval (0-10%) by 1%, 2%, 5%, 7% cover. The total cover of all species in a given layer was also determined.

In 2018-2019, 17 plots were established, covering the monitoring of phytocenoses within which tree removal was carried out. In 2020, further plots were es-

tablished in the vicinity of planned damming of drainage ditches. In total, 38 plots were established. On Kluki bog there are 10 (Fig. 6.2), on Ciemińskie Błota - 12 (Fig. 6.3) and on Wielki Bagno 16 (Fig. 6.4). In 2021 observations were repeated on all of them (Tab. 6.1, 6.2).

Non-forest peatland vegetation is documented on 12 plots, representing both phytocoenoses of primary vegetation, mainly bryophytes (Tab. 6.2, Figs. 6.5, 6.6), and patches of secondary vegetation (Fig. 6.7). There is also one plot comprising a heath phytocenosis on decomposed peat (a community with *Calluna vulgaris* and *Molinia caerulea*). In addition, two plots include complex systems, containing moss vegetation of primary or secondary character (Fig. 6.8, Fig. 6.9). The remaining 23 plots have a forest character (Tab. 6.2). Four of them comprise birch forests and 19 comprise pine bog forests. In the case of pine forests, both phytocenoses developed on dry, decomposed peat and those occurring on relatively well-hydrated peat are well represented. The first of them is the *Molinia caerulea*-*Pinus sylvestris* community, documented on 2 plots and a strongly degraded pine bog forest (*Pleurozium schreberi*-*Pinus sylvestris* community), represented by 9 plots. The *Vaccinio uliginosi*-*Pinetum* complex is documented on 8 plots.

On 17 plots the observation period is longer than two years (Tab. 6.1). Based on the data from these observations, a preliminary analysis of vegetation changes in the project peatlands was performed. The years 2018-2020, when they were established, and 2021, when observations were repeated, were relatively dry. Therefore, the expected changes, in terms of improved condition and development of bryophyte vegetation, are small.

In the case of heath peat moss mires, the following trends were observed after total or partial removal of pine and birch trees (Fig. 6.5; Fig. 6.10):

- an increase in the coverage of *Calluna vulgaris* and *Erica tetralix*, in some plots also an increase in the coverage of *Andromeda polifolia*;
- slight decrease in the cover of *Eriophorum vaginatum*;
- decrease of *Sphagnum* abundance, except for plots on the best hydrated peat;
- an increase in the proportion of *Sphagnum capillifolium* among other sphagna; this species is typical of sites with lower substrate moisture;
- increase in the share of brown mosses, especially *Hypnum cupressiforme*.

In pine bog forests, after partial trees removal, it was observed:

- in a patch with an undergrowth dominated by *Vaccinium myrtillus*, further expansion of this species occurred, in the moss layer the share of *Sphagnum* mosses decreased, while the share of *Hypnum cupressiforme* and *Pleurozium schreberi* increased (Fig. 6.11);
- in the patch with a high share of *Molinia caerulea* only slight changes in the herb layer and an increase in moss cover were observed, due to an increase in *Sphagnum* moss abundance;
- in two patches with very sparse undergrowth (Fig. 6.12, Fig. 6.13) only a slight increase in moss cover was observed.

