Wigierski Park Narodowy
Stacja Bazowa WIGRY

Raport z realizacji programu badawczo-pomiarowego ZMŚP w Stacji Bazowej WIGRY w 2020 roku

Zespół Autorski:

Lech Krzysztofiak
Aleksandra Mackiewicz
Maciej Romański
Mateusz Danilczyk
Anna Krzysztofiak

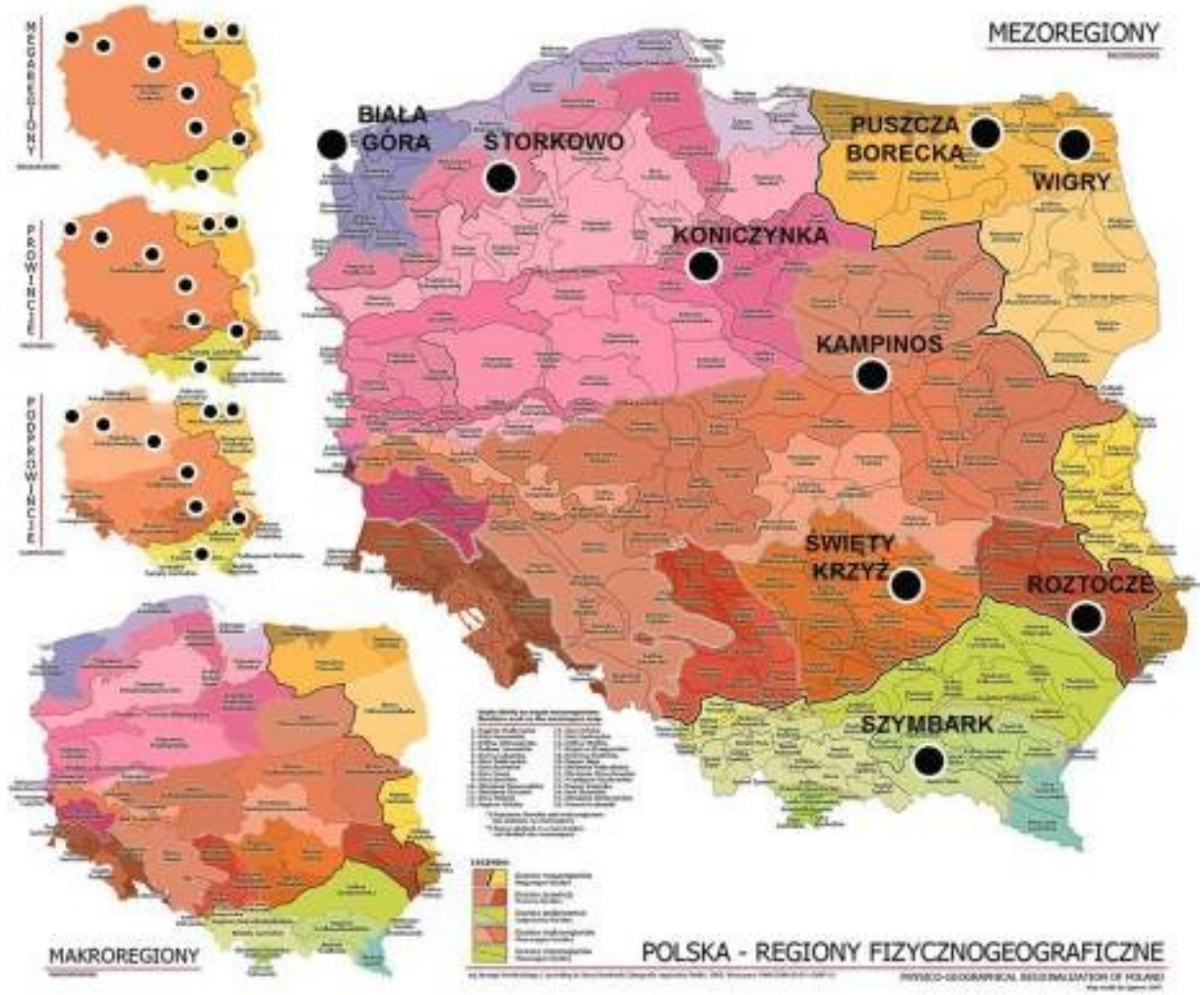
Krzywe
2021

Spis treści

1. Charakterystyka fizycznogeograficzna zlewni badawczej ZMŚP WIGRY 4
2. System pomiarowy, stosowane metody badań terenowych i analityki laboratoryjnej 12
3. Programy pomiarowe i analityczne ZMŚP w Stacji Bazowej WIGRY w 2020 roku
   - 3.1 Meteorologia 24
   - 3.2 Zanieczyszczenie powietrza 50
   - 3.3 Chemizm opadów atmosferycznych 55
   - 3.4 Chemizm opadu podokapowego 73
   - 3.5 Chemizm roztworów glebowych 87
   - 3.6 Wody podziemne 93
   - 3.7 Wody powierzchniowe - rzeki 127
   - 3.8 Chemizm opadu organicznego 155
   - 3.9 Metale ciężkie i siarka w porostach 161
   - 3.10 Epifity nadrzewne 161
   - 3.11 Uszkodzenia drzew i drzewostanów 171
   - 3.12 Gatunki inwazyjne obcego pochodzenia – rośliny 178
4. Programy specjalistyczne ZMŚP w Stacji Bazowej WIGRY w 2020 roku (Monitoring zmian poziomu wód gruntowych w podmokłych ekosystemach leśnych) 188
5. Modelowanie zmian bilansu wodnego i biogeochemicznego w zlewni Czarnej Hańczy 207
6. Funkcjonowanie geoekosystemu zlewni badawczej WIGRY w 2020 roku 218
7. Literatura 237

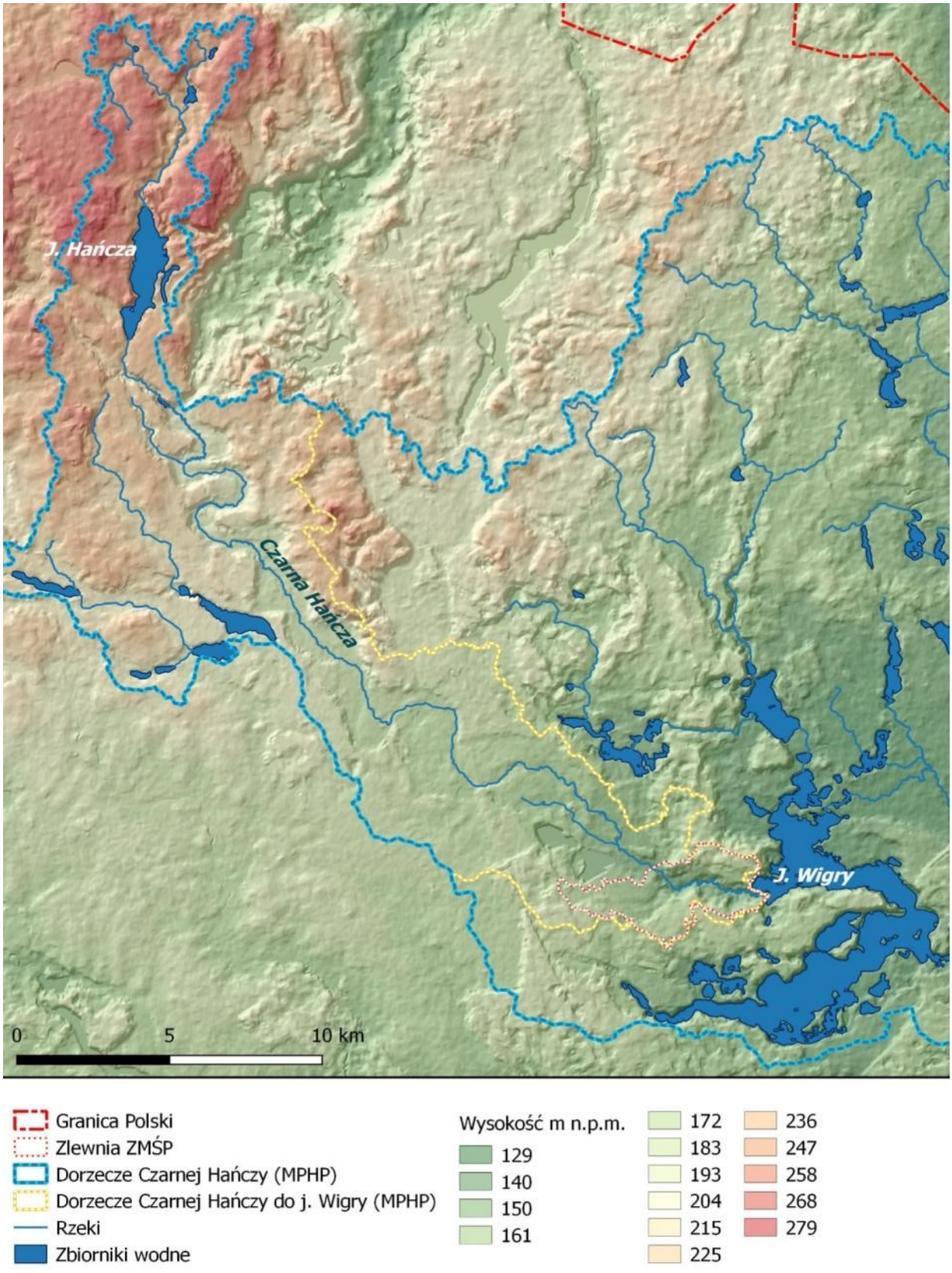
8. CHARAKTERYSTYKA FIZYCZNOGEOGRAFICZNA ZLEWNI BADAWCZEJ ZMŚP WIGRY

Podstawowym obiektem badań Stacji Bazowej WIGRY jest zlewnia rzeczna - fragment zlewni Czarnej Hańczy. Obszar zlewni badawczej jest położony w północno-wschodniej Polsce, w krajobrazie młodoglacjalnym, w dorzeczu Czarnej Hańczy, lewostronnego dopływu Niemna. Według fizycznogeograficznej regionalizacji Polski (Kondracki 2002) teren zlewni znajduje się na Niżu Wschodnioeuropejskim, w obszarze Pojezierza Wschodniosuwalskiego i Równiny Augustowskiej (Ryc. 1.1).



Ryc. 1.1. Lokalizacja Stacji Bazowej ZMŚP WIGRY na tle podziału regionalnego Polski (Kondracki 2002, zmienione)

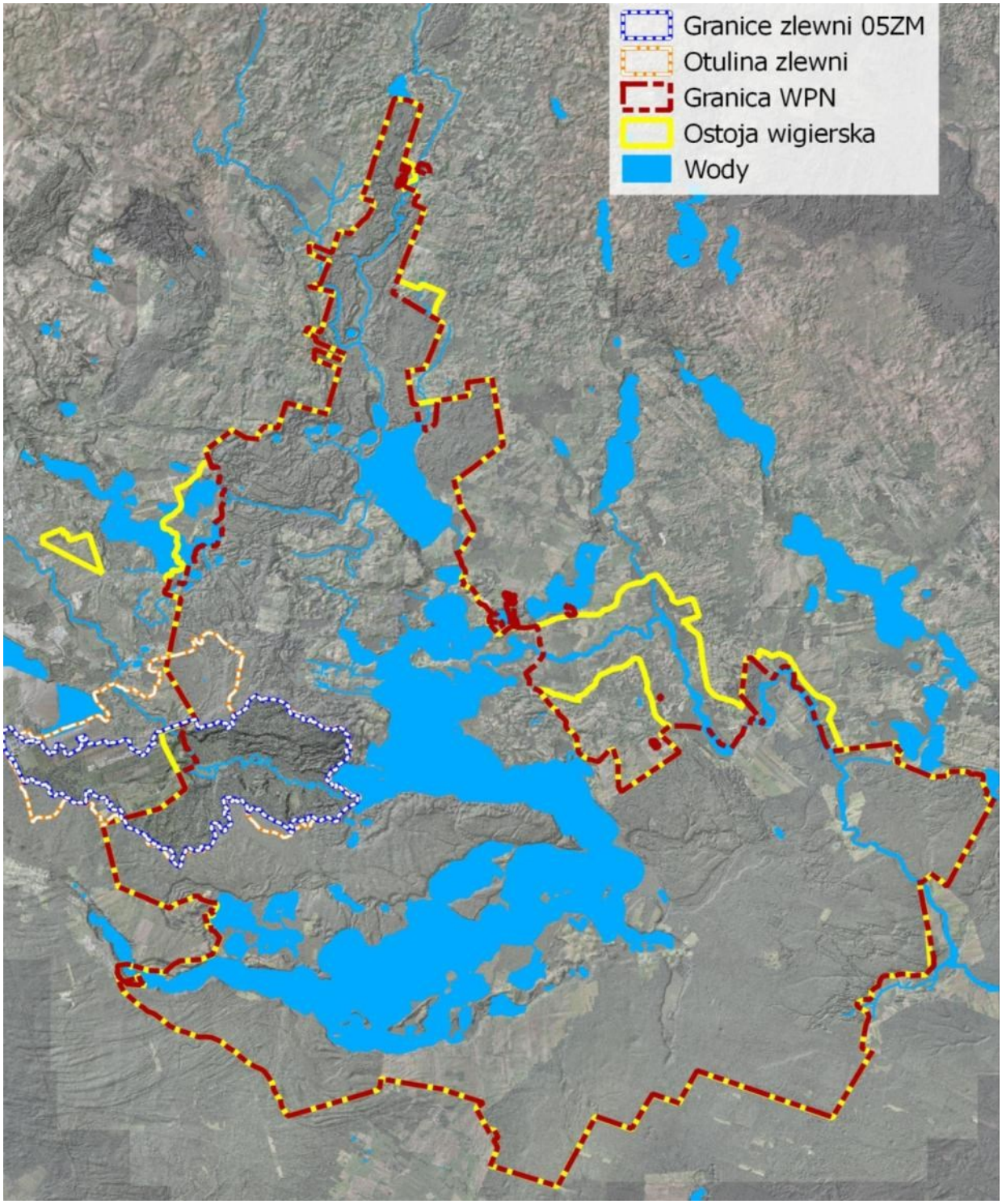
Ukształtowanie tego obszaru jest związane z akumulacyjną i erozyjną działalnością ostatniego lądolodu skandynawskiego (Ber 1981). Wschodnia część obszaru zlewni badawczej charakteryzuje się silnie urozmaiconą rzeźbą i zróżnicowaną litologią. Główną jednostką morfologiczną zlewni jest dolina Czarnej Hańczy rozcinająca wysoczyznę polodowcową. Dno doliny jest płaskie, pokryte torfami wieku holoceńskiego o miąższości kilku metrów, podścielonymi przez gytię w pobliżu ujścia do jeziora Wigry.



Ryc. 1.2. Lokalizacja zlewni badawczej WIGRY na tle górnej części dorzecza Czarnej Hańczy

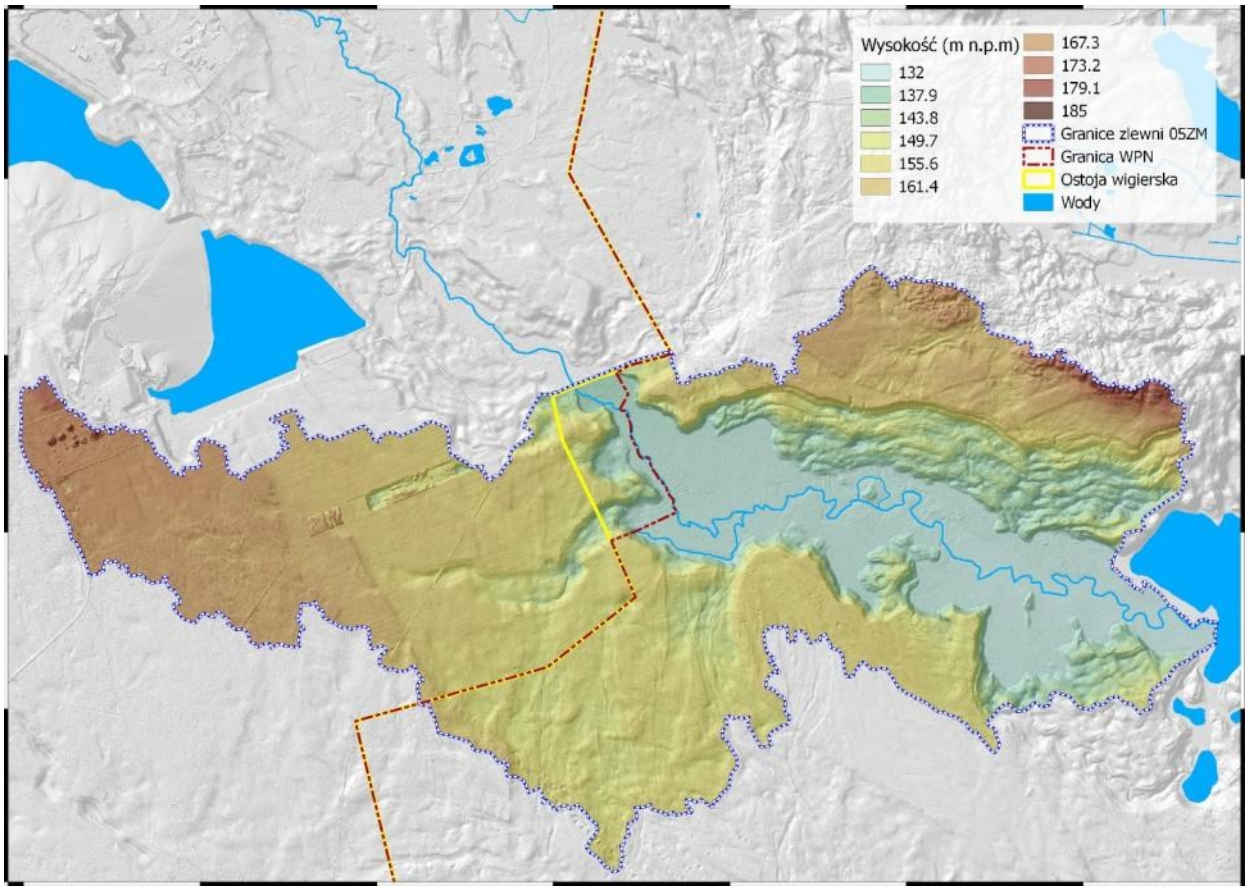
Zgodnie z Atlasem Podziału Hydrograficznego Polski (2005) zlewnia badawcza znajduje się w górnej części dorzecza Czarnej Hańczy (II rzędu), zamykanej przez ujście tej rzeki do Jeziora Wigry. Ten fragment dorzecza ma wg MPHP całkowitą powierzchnię 208,77 km^2.

Niecałe 7% tej powierzchni stanowią obszary bezodpływowe. Zlewnia badawcza, która stanowi dokładnie zlewnię ujściowego odcinka Czarnej Hańczy do jeziora (Ryc. 1.2), obejmuje powierzchnię 11,026 km^2, a udział w niej obszarów bezodpływowych wynosi aż 77% (8,490 km^2). Zlewnia badawcza jest zlokalizowana w środkowo-zachodniej części Wigierskiego Parku Narodowego i obszaru Natura 2000 "Ostoja Wigierska" (Ryc. 1.3).



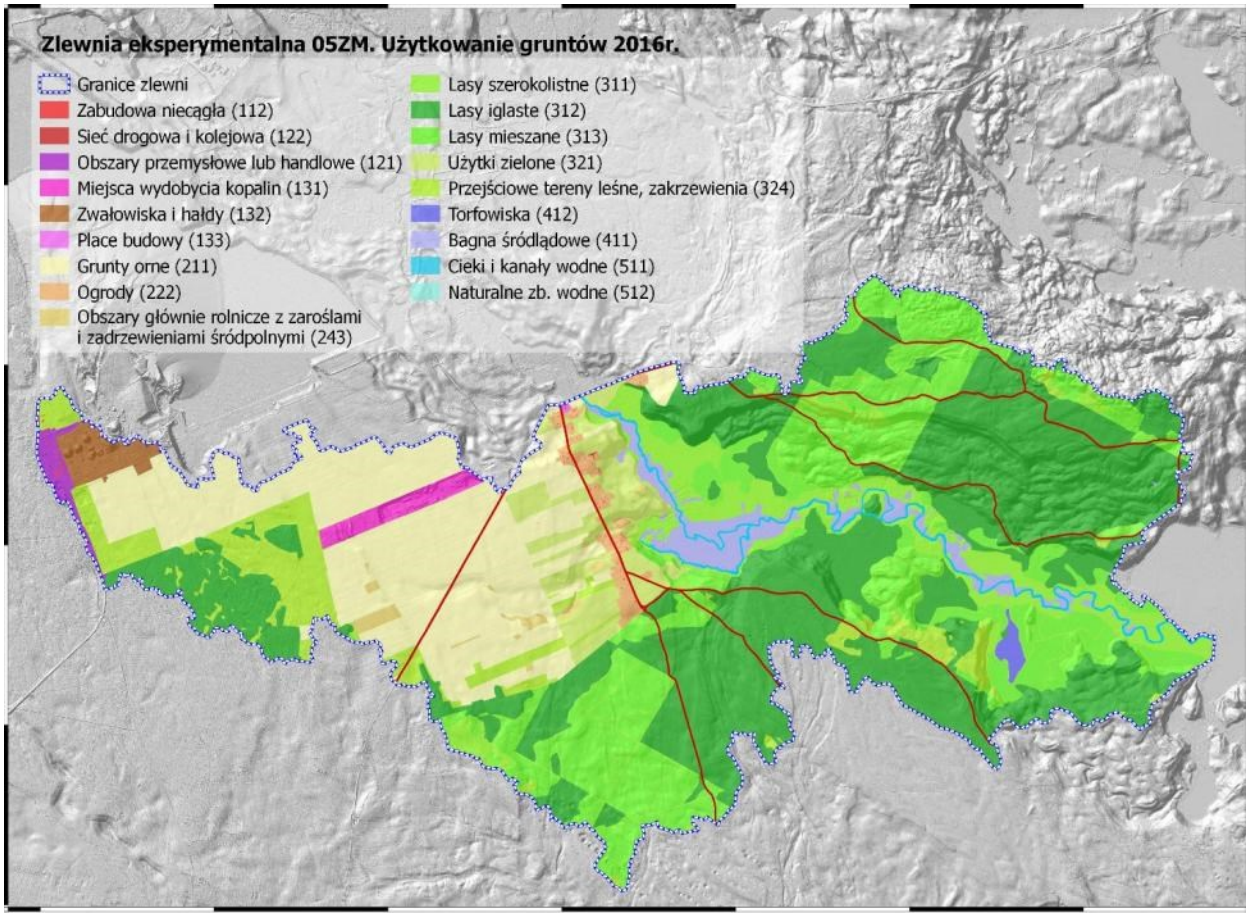
Ryc. 1.3. Położenie zlewni badawczej WIGRY na tle granic Wigierskiego Parku Narodowego oraz Obszaru Natura 2000 "Ostoja Wigierska"

Powierzchnia zlewni badawczej w 65,37% jest zlokalizowana w granicach Wigierskiego Parku Narodowego. Maksymalna wysokość terenu zlewni wynosi 184,42 m n.p.m., minimalna natomiast 131,71 m n.p.m., co daje deniwelację rzędu 52,71 m oraz wysokość średnią równą 151,70 m n.p.m. Numeryczny model wysokościowy terenu zlewni przedstawia rycina 1.4.



Ryc. 1.4. Mapa wysokości terenu zlewni badawczej WIGRY

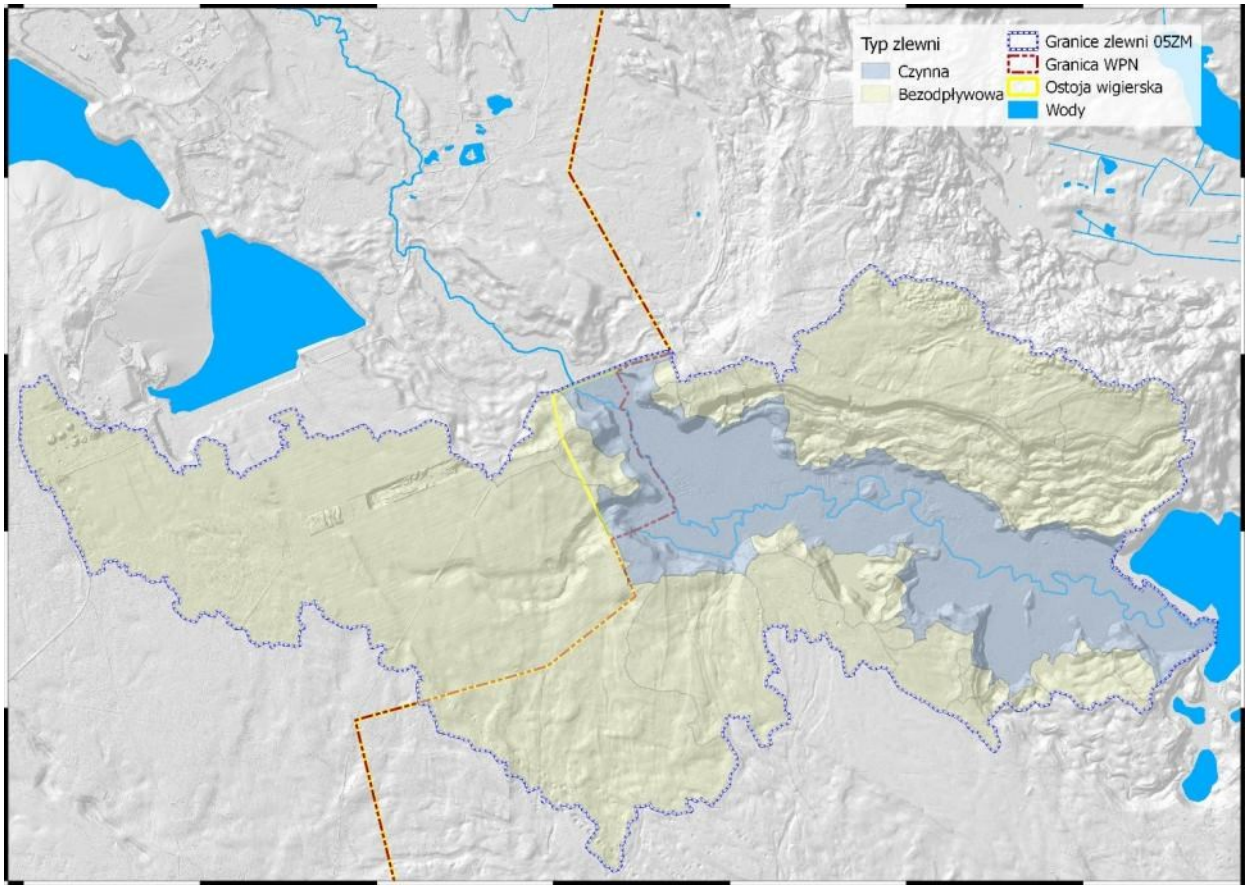
Największą powierzchnię zlewni stanowią lasy - 6,98 km^2 (ponad 63% powierzchni zlewni), z dominacją lasów iglastych, które zajmują 3,93 km^2 oraz lasów mieszanych - 2,33 km^2 (Ryc. 1.5). Znaczną część zlewni stanowią również grunty orne - 1,91 km^2 (17,2%). Bagna i torfowiska, znajdujące się w płaskodennej dolinie rzecznej, zajmują 0,37 km^2 (3,36%). Zabudowa części miejscowości Sobolewo, obszary przemysłowe, miejsca wydobycia kopalin, zwałowiska i hałdy oraz sieć drogowa zajmują łącznie 0,38 km^2 (3,45%). Wśród ekosystemów leśnych występuje pięć siedlisk przyrodniczych, będących przedmiotem ochrony w obszarach sieci Natura 2000. Są to: grąd subkontynentalny *Tilio-Carpinetum* (kod siedliska 9170-2), borealna świerczyna bagienna *Sphagno girgensohnii-Piceetum* (91D0-5), sosnowo-brzozowy las bagienny *Dryopteridi thelypteridis-Betuletum pubescentis* (91D0-6), bór sosnowy bagienny *Vaccinio uliginosi-Pinetum* (91D0-2) i łęg jesionowo-olszowy *Fraxino-Alnetum* (91E0-3).



Ryc. 1.5. Mapa pokrycia terenu i użytkowania ziemi zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY - stan na lipiec 2019 rok

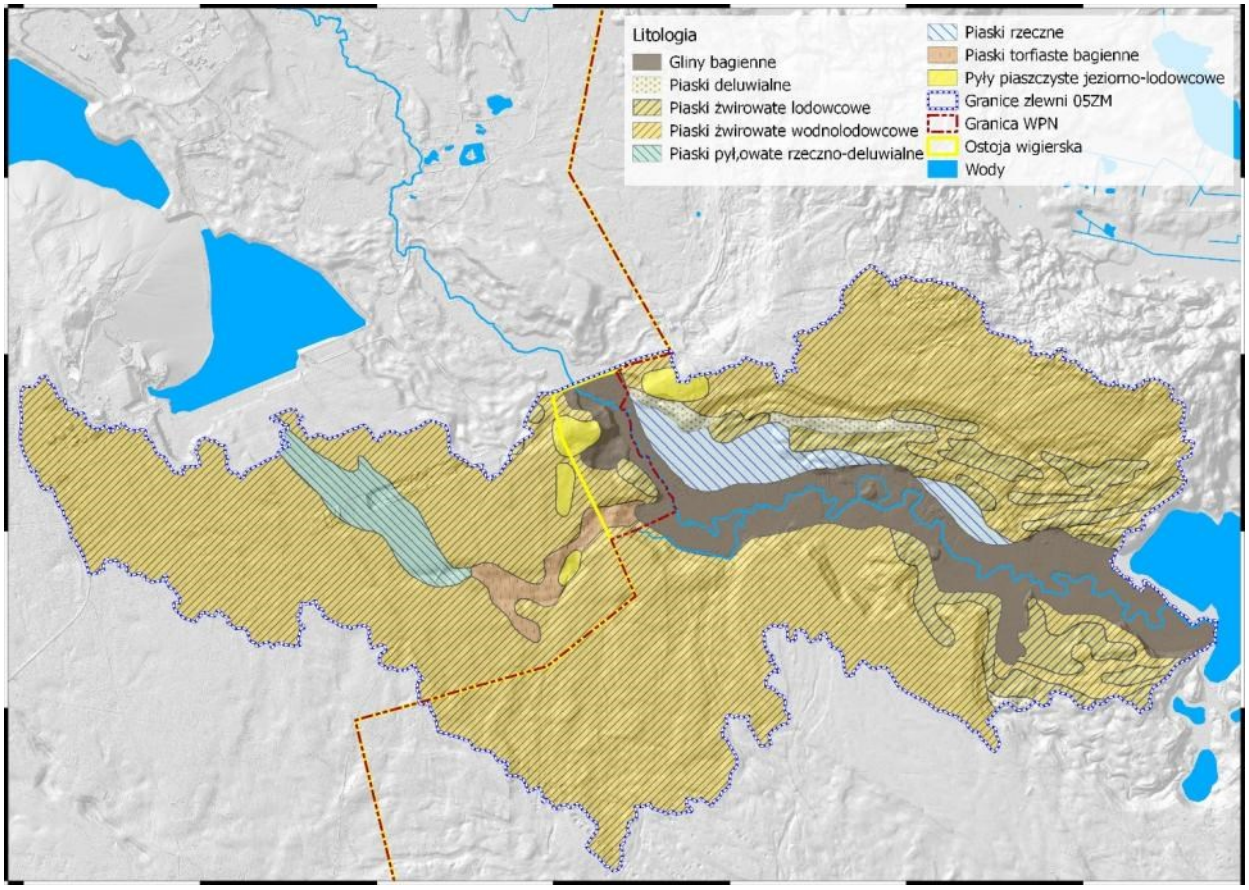
Wśród środowisk otwartych nad samą rzeką dominują szuwary turzycowiskowe ze związku *Magnocaricion* oraz szuwary trzcinowe ze związku *Phragmition*. Występują tu również torfowiska wysokie z rzędu *Sphagnetalia magellanici* oraz zbiorowiska turzyc, tworzące kwaśne torfowiska przejściowe *Caricion lasiocarpae*. W części zachodniej zlewni występują pola uprawne, m.in. ze zbiorowiskami segetalnymi *Vicietum tetraspermae* (zespół wyki czteronasiennej) oraz łąki świeże ze związku *Cynosurion* i z rzędu *Arrhenatheretalia elatioris*. Spośród nieleśnych siedlisk przyrodniczych, będących przedmiotem ochrony w obszarach sieci Natura 2000, stwierdzono tu: torfowiska przejściowe i trzęsawiska (7140), torfowiska zasadowe o charakterze młak (7230), świeże łąki użytkowane ekstensywnie (6510) oraz nizinne i podgórskie rzeki ze zbiorowiskami włosieniczników (3260).

Fauna zlewni badawczej nie odbiega charakterem od fauny pozostałego obszaru Wigierskiego Parku Narodowego, a jej charakterystyczną cechą jest znaczny udział gatunków borealno-górskich. Meandrująca rzeka, otoczona przez rozległe obszary zabagnione, stwarza korzystne warunki do bytowania wielu gatunków zwierząt związanych ze środowiskami podmokłymi.



Ryc. 1.6. Przebieg działu wodnego zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY, z zaznaczeniem cieków, zbiorników wodnych oraz zasięgów obszarów powierzchniowo bezodpływowych

Charakterystyczną cechą zlewni badawczej jest jej znaczny stopień bezodpływowości. Na ogólną powierzchnię zlewni wynoszącą 11,026 km^2, aż 8,490 km^2 (77%) stanowią obszary bezodpływowe. Obszary bezodpływowe znajdują się w położeniach bardziej wyniesionych w stosunku do dna doliny Czarnej Hańczy (Ryc. 1.6). Często też zajmują wyloty suchych dolin, tworząc rozwinięte systemy bezodpływowe. Wydaje się jednak, że nie ma to aż tak ogromnego wpływu na obieg wody (poza jego dynamiką), ponieważ wg Mapy Litogenetycznej Polski w skali 1:50000 zagłębienia bezodpływowe dominują na powierzchniach zbudowanych z piasków i żwirów o bardzo dobrej i dobrej przepuszczalności (Ryc. 1.7). W skali całej zlewni badawczej różnego rodzaju utwory piaszczyste zajmują 86,7% powierzchni, natomiast pyły, gliny i inne słabiej przepuszczalne utwory stanowią 13,3%. To oznacza, że obszary bezodpływowe prawdopodobnie biorą udział w zasilaniu Czarnej Hańczy tyle, że raczej drogą podziemną niż w wyniku spływu powierzchniowego. Są one w większości pozbawione jakichkolwiek cieków i zbiorników wodnych. Czynny, pod względem spływu powierzchniowego, fragment zlewni stanowi koryto Czarnej Hańczy wraz z równiną zalewową.



Ryc. 1.7. Litologia na tle podziału hydrograficznego zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY

Różnice między czynną a bezodpływową częścią zlewni badawczej są bardzo istotne. W części zlewni czynnej maksymalna rzędna wynosi 158,33 m n.p.m., a minimalna 131,71 m n.p.m., co daje deniwelację rzędu 26,62 m i średnią wysokość 136,15 m n.p.m. Największa deniwelacja, charakteryzująca obszar bezodpływowy w zlewni, wynosi 50,23 m. Wskaźniki takie, jak gęstość sieci rzecznej i jeziorność nie są w zlewni bardzo wysokie, ponieważ całkowita długość sieci drenażu wynosi zaledwie 9030 m, a powierzchnia zbiorników wodnych 400 m^2. W konsekwencji gęstość sieci rzecznej w całej zlewni Wigry wynosi 0,82 $km \cdot km^{-2}$, a w części czynnej ponad 3 $km \cdot km^{-2}$.

Porównując zlewnię badawczą do całego dorzecza Czarnej Hańczy, aż po ujście do jeziora Wigry, ujawniają się duże różnice. O ile gęstość sieci rzecznej jest porównywalna (0,763 $km \cdot km^{-2}$ w zlewni po Sobolewo), to już jeziorność tej części dorzecza Czarnej Hańczy - na poziomie 3,94%, jest znacznie wyższa niż w zlewni badawczej (0,004%). Wyraźne są też różnice spadku Czarnej Hańczy - w zlewni badawczej, między profilami Sobolewo i Ujście - wynosi on 0,8 $m \cdot km^{-1}$, a powyżej profilu Sobolewo 2,2 $m \cdot km^{-1}$.

Głównym obiektem hydrograficznym obszaru zlewni jest rzeka Czarna Hańcza, której całkowita długość wynosi 141,7 km, z czego 107,8 km znajduje się na terytorium Polski (w obszarze zlewni badawczej znajduje się odcinek rzeki o długości 7,90 km).

Zlewnia badawcza jest zlewnią różnicową Czarnej Hańczy, ograniczoną dwoma profilami pomiarowymi. Profil wejściowy znajduje się w Sobolewie (posterunek hydrologiczny Sobolewo), a wodowskaz jest zlokalizowany kilkadziesiąt metrów poniżej mostu na Czarnej Hańczy (współrzędne wg PUWG 1992: X=726112 m, Y=695827 m). Profil ten zamyka zlewnię Czarnej Hańczy o powierzchni 193,3 km^2 (w tym wg MPHP 7% obszarów bezodpływowych), drenowaną przez odcinek tej rzeki o długości 56,4 km. Powyżej tego profilu znajduje się obszar w granicach administracyjnych miasta Suwałki (liczącego prawie 70000 mieszkańców), z komunalną oczyszczalnią ścieków, która może mieć potencjalny wpływ na jakość wód wpływających do zlewni badawczej. Średni spadek Czarnej Hańczy powyżej Sobolewa wynosi około 2,2 $m \cdot km^{-1}$, a na pewnych odcinkach ma ona charakter zbliżony do rzeki górskiej. Według numerycznego modelu terenu EU-DEM maksymalna rzędna terenu w górnej części dorzecza Czarnej Hańczy wynosi 292,44 m n.p.m., co daje deniwelację po profil Sobolewo równą 155,66 m.

Zlewnia jest zamykana przez profil ujściowy Czarnej Hańczy do jeziora Wigry (Ujście). W miejscu tym (współrzędne wg PUWG 1992: X=765759 m, Y=694484 m) nie jest możliwa instalacja posterunku wodowskazowego. Trudna dostępność terenu, niekorzystne utwory powierzchniowe (przeważnie wysycone wodą grunty organiczne i organiczno-mineralne) powodują, że do tego profilu informacja hydrologiczna (przepływy charakterystyczne) jest przenoszona z Sobolewa.

Od Sobolewa rzeka płynie szybko po żwirowo-kamienistym podłożu i silnie meandruje. Kamieniste dno, mimo wartkiego przepływu, nie podlega intensywnej erozji. Sytuacja zmienia się wraz z biegiem rzeki. Im bliżej ujścia do jeziora Wigry, tym przepływ rzeki bardziej się uspokaja. Koryto ma charakter kręty. W środkowej części zlewni materiał w korycie jest przeważnie piaszczysty, natomiast bliżej profilu Ujście koryto staje się głębsze, wypreparowane w osadach mineralno-organicznych i organicznych. Rzędna terenu odczytana z lidarowego numerycznego modelu terenu w profilu Sobolewo wynosi 136,78 m n.p.m., natomiast w profilu Ujście 131,71 m n.p.m., co daje deniwelację rzeki równą 5,07 m i spadek rzędu 0,8 $m \cdot km^{-1}$. Wartości te wyraźnie różnią się od tych, charakteryzujących dorzecze powyżej Sobolewa.

Na terenie zlewni badawczej występują obszary objęte czterema formami ochrony (wszystkie znajdują się w granicach Wigierskiego Parku Narodowego): ochroną częściową zachowawczą (cała dolina rzeczna), ochroną częściową rekonstrukcyjną, ochroną częściową renaturalizacyjną oraz ochroną krajobrazową. Zlewnia leżąca w granicach Wigierskiego Parku Narodowego podlega też ochronie w ramach sieci Natura 2000 oraz Konwencji o obszarach wodno-błotnych mających znaczenie międzynarodowe, zwłaszcza jako środowisko życiowe ptactwa wodnego (tzw. Konwencja Ramsarska).

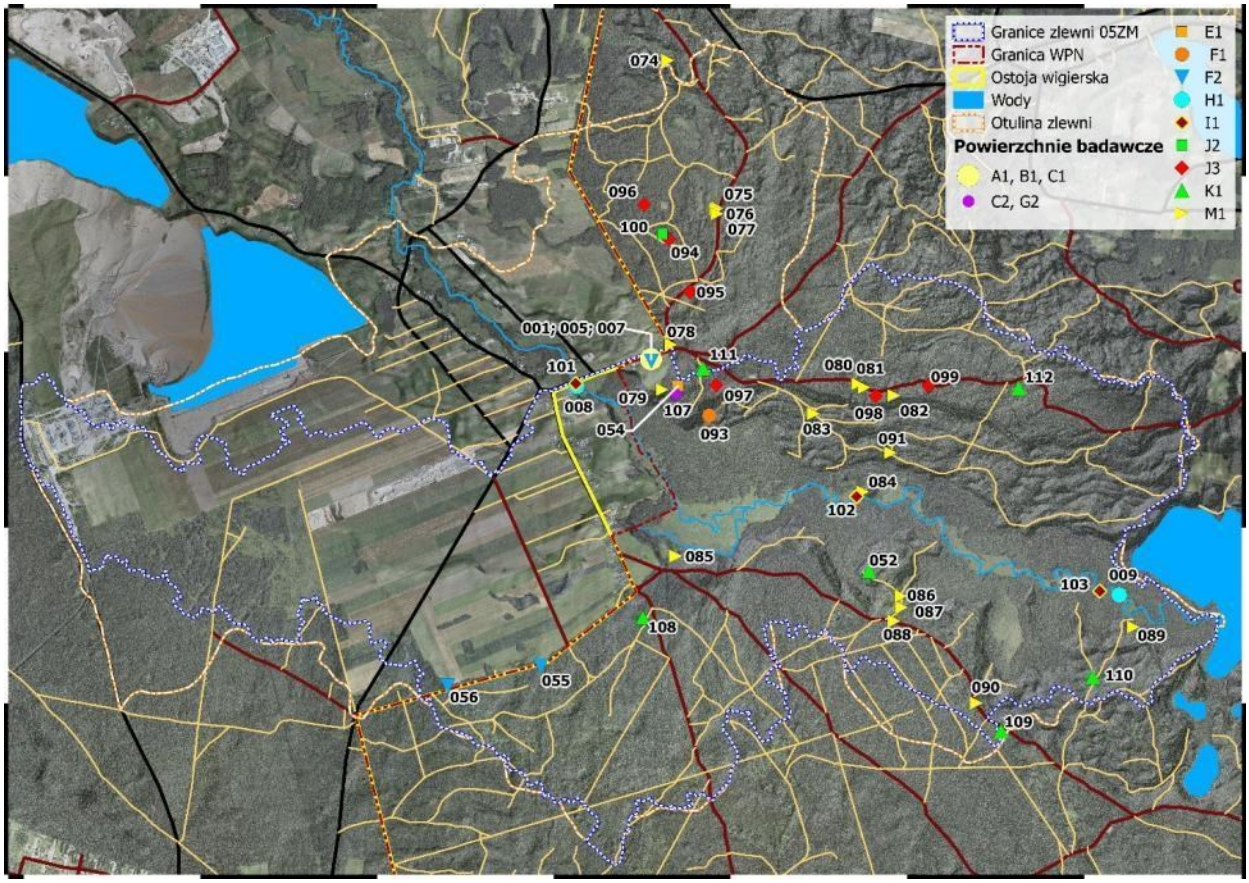
W bezpośrednim otoczeniu zlewni badawczej, od strony północnej, wschodniej i południowej, występują obszary chronione w ramach Wigierskiego Parku Narodowego, stanowiącego równocześnie obszary Natura 2000 - "Ostoja Wigierska" PLH200004, "Ostoja Augustowska" PLH200005 i "Puszcza Augustowska" PLB 200002. W dalszym otoczeniu zlewni występują obszary objęte różnymi formami ochrony przyrody i krajobrazu: od wschodu występuje obszar Natura 2000 "Pojezierze Sejneńskie" PLH200007, a w kierunku północnozachodnim i północnowschodnim obszar chronionego krajobrazu "Pojezierze Północnej Suwalszczyzny".

Zlewnia badawcza Stacji Bazowej WIGRY odznacza się niezwykle wysokimi walorami przyrodniczymi, zwłaszcza w granicach Wigierskiego Parku Narodowego. Głównie decydują o tym bogate i zróżnicowane florystycznie zespoły roślinne występujące na dnie podmokłej doliny. Tereny wzdłuż rzeki zajmuje kompleks torfowisk niskich i przejściowych, z których wiele zachowało swój pierwotny charakter. Występują tu rzadkie gatunki roślin, a wśród nich relikty polodowcowe: wełnianeczka alpejska *Scirpus hudsonianus* i brzoza niska *Betula humilis* oraz wymierający fiołek torfowy *Viola epipsila*. Cała dolina jest miejscem bytowania łosi, bobrów, wydr, piżmaków, wilków oraz wielu innych gatunków zwierząt.

1) SYSTEM POMIAROWY, STOSOWANE METODY BADAŃ TERENOWYCH I ANALITYKI LABORATORYJNEJ

W 2020 roku na Stacji Bazowej WIGRY realizowano 12 programów pomiarowych ZMŚP, które były prowadzone na powierzchniach i stanowiskach kontrolno-pomiarowych na terenie zlewni badawczej i w jej otulinie. Ich zestawienie przedstawia tabela 2.1, a rozmieszczenie powierzchni i stanowisk rycina 2.1. W tabeli 2.2 została przedstawiona metodyka poboru prób, metoda oznaczania oraz liczba pobranych prób do analiz hydrochemicznych.

Programy pomiarowe dotyczyły: meteorologii, zanieczyszczenia powietrza, chemizmu opadów atmosferycznych i wód podkoronowych, chemizmu roztworów glebowych, stanów i chemizmu wód podziemnych, stanów, przepływów i chemizmu wód rzeki Czarna Hańcza, chemizmu opadu organicznego, uszkodzenia drzew i drzewostanów, metali ciężkich i siarki w porostach, epifitów nadrzewnych oraz gatunków inwazyjnych obcego pochodzenia (roślin) (Tab. 2.1). Ponadto, był realizowany jeden program analityczny, dotyczący modelowania zmian bilansu wodnego i biogeochemicznego dla zlewni badawczej oraz program specjalistyczny prowadzony na wybranych powierzchniach w granicach zlewni badawczej.



Ryc. 2.1. System pomiarowy – lokalizacja stanowisk badawczych w zlewni ZMŚP WIGRY i w jej otulinie (stan na 2020)

Tab. 2.1. Stanowiska badawczo-pomiarowe ZMŚP w zlewni ZMŚP WIGRY w 2020 roku

Program	Kod programu	Kod stanowiska	Uwagi
Meteorologia	A1	001	
Zanieczyszczenie powietrza	B1	005	
Chemizm opadów atmosferycznych	C1	005	
Chemizm opadu podkoronowego	C2	107	
Chemizm roztworów glebowych	F1	093	
Wody podziemne	F2	007, 055, 056	
Opad organiczny	G2	107	
Wody powierzchniowe - rzeki	H1	008, 009	
Metale ciężkie i siarka w porostach	D1	005	Realizacja przez eksperta ZMŚP
Gatunki inwazyjne obcego pochodzenia – rośliny	J3	cała zlewnia 094-099	
Uszkodzenia drzew i drzewostanów	K1	052, 108-112	
Epifity nadrzewne	M1	074-091	

W ramach monitoringu specjalistycznego zajmowano się badaniem dynamiki zmian poziomu wód gruntowych w podmokłych ekosystemach leśnych. Wyniki z badań realizowanych przez ekspertów ZMŚP zostały ujęte w odrębnych raportach.

Tab. 2.2. Metodyka poboru analiz hydrochemicznych i ilość próbek nie spełniających kryterium bilansu jonowego w 2020 roku

Program	Składnik	Metoda poboru	Metoda oznaczania	Ilość próbek	Ilość próbek nie spełniających kryterium bilansu jonowego
C1 Chemizm opadu atmosferycznego	SO_4	kolektor opadu mokrego	Chromatografia jonowa	12	2
	NO_3		Chromatografia jonowa	12	
	NH_4		Spektrofotometria	12	
	Cl		Chromatografia jonowa	12	
	Na		ICP-OES	12	
	K		ICP-OES	12	
	Mg		ICP-OES	12	
	Ca		ICP-AES	12	
	pH		Elektrometryczna	47	
	przewodność		Konduktometryczna	47	
C2 Chemizm opadu podkoronowego	SO_4	kolektory opadu podkoronowego	Chromatografia jonowa	11	11
	NO_3		Chromatografia jonowa	11	
	NH_4		Spektrofotometria	11	
	Cl		Chromatografia jonowa	11	
	Na		ICP-OES	11	
	K		ICP-OES	11	
	Mg		ICP-OES	11	
	Ca		ICP-AES	11	
	pH		Elektrometryczna	46	
	przewodność		Konduktometryczna	46	
F1 Chemizm roztworów glebowych	SO_4	próbniki typu Prenart	Chromatografia jonowa	17	12
	NO_3		Chromatografia jonowa	17	
	NH_4		Spektrofotometria	17	
	HCO_3		Miareczkowa	17	
	Cl		ICP-OES	17	
	Na		ICP-OES	17	
	K		ICP-OES	17	
	Mg		ICP-AES	17	
	Ca		ICP-OES	17	
	Al		ICP-OES	17	
	$P_{og.}$		ICP-OES	17	
	pH		Elektrometryczna	45	
	przewodność		Konduktometryczna	45	
F2 Wody podziemne	SO_4	piezometr	Chromatografia jonowa	4	0
	NO_3		Chromatografia jonowa	4	
	NH_4		Spektrofotometrycznaa	4	
	HCO_3		Miareczkowa	4	
	Cl		Chromatografia jonowa	4	
	Na		Spektrometria emisyjna	4	
	K		Spektrometria emisyjna	4	
	Mg		Spektrometria emisyjna	4	
	Ca		Spektrometria emisyjna	4	
	Pog.		Spektrometria emisyjna	4	
	O_2		Elektrochemiczna	4	
	BZT_5		Elektrochemiczna	4	
	pH		Elektrometryczna	4	
	przewodność		Konduktometryczna	4	

H1 Wody powierzchniowe rzeki	SO_4	ręczna	Chromatografia jonowa	24	2
	NO_3		Chromatografia jonowa	24	
	NH_4		Bezpośrednia nessleryzacja	24	
	HCO_3		Miareczkowa	24	
	Cl		Chromatografia jonowa	24	
	Na		Spektrometria emisyjna	24	
	K		Spektrometria emisyjna	24	
	Mg		Spektrometria atomowa	24	
	Ca		Spektrometria atomowa	24	
	$P_{og.}$		Spektrofotometria	24	
	O2		Miareczkowa	24	
	BZT_5		Miareczkowa	24	
	Al		Spektrometria masowa	24	
	zawiesina		Wagowa	24	
	pH		Elektrometryczna	24	
	przewodność		Konduktometryczna	24	

Meteorologia

Pomiary meteorologiczne były wykonywane na terenie ogródka meteorologicznego w Sobolewie (kod stanowiska 001), gdzie ustawiona jest automatyczna stacja meteorologiczna firmy Vaisala, wraz z detektorem Vaisala PWD12, który określa widzialność, rozpoznaje rodzaj cząstek wody (deszcz, mżawka, deszcz ze śniegiem, śnieg) i mgłę oraz dokonuje oceny pogody zgodnie z wymaganiami WMO (World Meteorological Organization) i NWS (National Weather Service). Mierzone parametry zostały przedstawione w tabeli 2.3.

Tab. 2.3. Metodyka pomiarów meteorologicznych w Stacji WIGRY, w roku 2020

Parametr	Częstość pomiaru	Przyrząd pomiarowy	Uwagi
Ciśnienie atmosferyczne	24 pomiary na dobę (co 1-godzinę)	Stacja Vaisala	Ciśnienie zredukowane do poziomu morza
Temperatura powietrza na 2 m	24 pomiary na dobę (co 1-godzinę)	Stacja Vaisala	Termometr w klatce meteorologicznej
Minimalna temperatura powietrza na 2 m	Rejestracja ciągła	Stacja Vaisala	Termometr w klatce meteorologicznej
Maksymalna temperatura powietrza na 2 m	Rejestracja ciągła	Stacja Vaisala	Termometr w klatce meteorologicznej
Temperatura minimalna powietrza przy powierzchni gruntu (na 5 cm nad gruntem)	Rejestracja ciągła	Stacja Vaisala	Termometr 5 cm nad gruntem
Temperatura przy gruncie	Rejestracja ciągła	Stacja Vaisala	Pomiar na poletku pozbawionym roślinności
Temperatura gruntu na głębokościach 5, 20, 50 i 100 cm	24 pomiary na dobę (co 1-godzinę)	Stacja Vaisala	Pomiar na poletku pozbawionym roślinności
Wilgotność względna powietrza na 2 m	24 pomiary na dobę (co 1-godzinę)	Stacja Vaisala	Przyrząd/czujnik w klatce meteorologicznej
Wysokość opadów na 1 m	Rejestracja ciągła	Deszczomierz Hellmanna, Stacja Vaisala	Suma opadów z okresu 0:01-24:00
Rodzaj opadów	24 pomiary na dobę (co 1-godzinę)	PWD12	Rodzaj opadów dla doby

Prędkość wiatru na 10 m	24 pomiary na dobę (co 1-godzinę)	WMT700 Vaisala	Średnia prędkość z okresu 0:01-24:00
Kierunek wiatru na 10 m	24 pomiary na dobę (co 1-godzinę)	WMT700 Vaisala	Kierunek wiatr prędkość z okresu 0:01-24:00
Grubość pokrywy śnieżnej	1 raz na dobę o godz. 7:00 CŚE	Fotopułapka + łata pomiarowa	
Usłonecznienie	Rejestracja ciągła	Vaisala CMP 6	Usłonecznienie w godz.
Natężenie promieniowania całkowitego – suma dobowa	Rejestracja ciągła	Vaisala CSD 3	Natężenie promieniowania w Wm^{-2}

Ryc. 2.2. Stacja meteorologiczna (program A1) w Stacji Bazowej ZMŚP WIGRY (fot. M. Romański)

Zanieczyszczenie powietrza

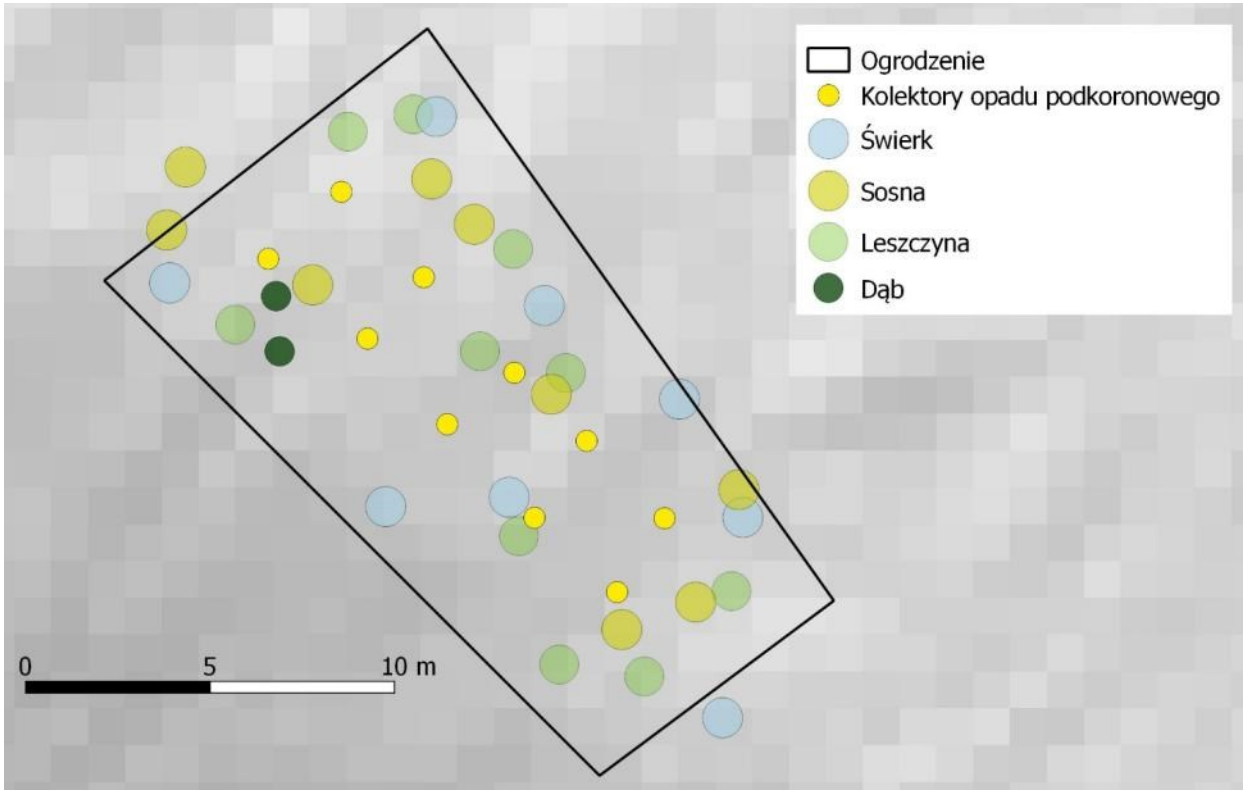
Pomiary chemizmu powietrza atmosferycznego (dwutlenku siarki i dwutlenku azotu) były wykonywane na jednym stanowisku - na terenie ogródka meteorologicznego w Sobolewie (001). Do badań wykorzystano metodę pasywną, która opracowana została w Zakładzie Chemii Analitycznej Politechniki Krakowskiej i wdrożona do praktyki zgodnie z obowiązującymi normami. Próbniki, z elementem absorbującym, były eksponowane na wysokości 160 cm nad powierzchnią gruntu, przez okres 1 miesiąca (po 3 w każdym miesiącu). W ciągu minionego okresu badawczego analizie poddano 36 próbników.

Chemizm opadów atmosferycznych

Opad mokry był zbierany w Sobolewie (005) w każdy poniedziałek o godz. 8:00, za pomocą kolektora opadu mokrego UNS 130/S firmy Eigenbrodt. W próbach tygodniowych określano jej objętość oraz mierzono odczyn i przewodność elektrolityczną. Kolejne próby tygodniowe były łączone i przechowywane w temperaturze ok. 4°C. Na koniec miesiąca próba miesięczna (zlewana) była przekazywana do analizy do laboratorium Instytutu Ochrony Środowiska w Warszawie. W ciągu minionego okresu badawczego analizie poddano 12 próbek opadów atmosferycznych.

Chemizm opadu podkoronowego

Wody opadowe przechodzące przez warstwę koron drzew (opad podkoronowy) były zbierane z leśnej powierzchni badawczej w Sobolewie. Stanowisko jest zlokalizowane na siedlisku lasu mieszanego świeżego, w zbiorowisku *Tilio-Carpinetum calamagrostietosum*, gdzie gatunkami tworzącymi górne piętro drzewostanu są: sosna i świerk, przy współudziale dębu (Ryc. 2.3). Niższe piętro tworzy przeważnie świerk, z udziałem dębu, i leszczyny.



Ryc. 2.3. Rozmieszczenie kolektorów opadu podkoronowego (program C2) oraz gatunków drzew i krzewów na nowej powierzchni badawczej (nr 107)

Poboru prób opadów podokapowych dokonywano w okresach tygodniowych. W próbie określano jej objętość oraz mierzono odczyn i przewodność elektrolityczną. Kolejne próby tygodniowe były sączone przez filtr GF/C Whatman, a następnie łączone i przechowywane w temperaturze ok. 4°C. Na koniec miesiąca próba miesięczna (zlewana) była przekazywana do

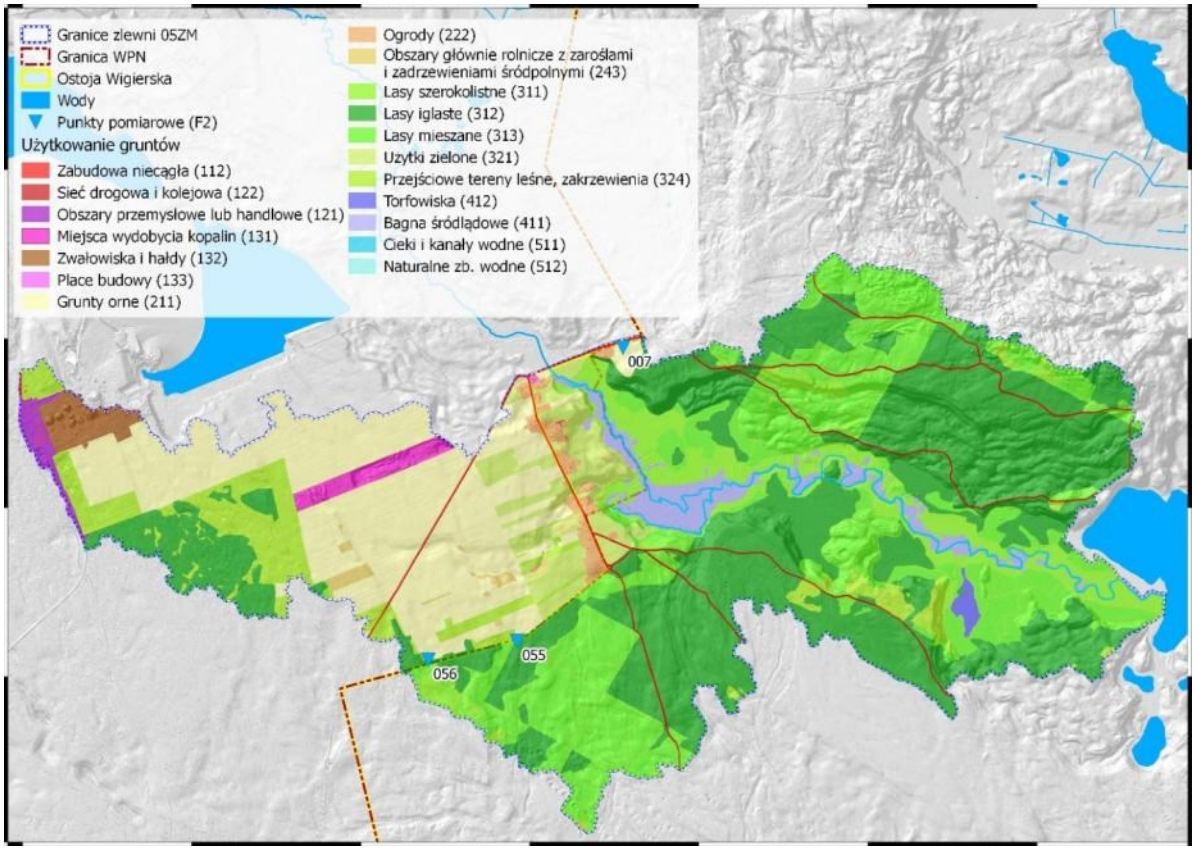
laboratorium Instytutu Ochrony Środowiska w Warszawie. W ciągu minionego okresu badawczego analizie poddano 11 próbek opadu podkoronowego, ponieważ w jednym miesiącu (kwiecień) nie było wystarczającej ilości wody do przeprowadzenia pomiarów i analiz.

Chemizm roztworów glebowych

Badania roztworów glebowych były prowadzone na powierzchni leśnej w Sobolewie (093). Do badań wykorzystano automatyczny system pozyskiwania roztworów glebowych w postaci próbników firmy *Prenart*, które były umieszczone na głębokościach 10, 30 i 50 cm w profilu glebowym. Próbniki były podłączone do zbiorczych butli, które z kolei łączyły się z dwukanałową jednostką podciśnienia VS-pro, zapewniającą stałe podciśnienie w butlach. Roztwory były pobierane z butli raz w tygodniu, poza okresem występowania przymrozków. W próbach tygodniowych określano jej objętość oraz mierzono odczyn i przewodność elektrolityczną. Kolejne próby tygodniowe były łączone i przechowywane w temperaturze ok. 4°C. Próby po zakonserwowaniu były przekazywane do analiz do laboratorium Instytutu Ochrony Środowiska w Warszawie. W ciągu minionego okresu badawczego, od maja do października, zebrano 17 prób roztworów glebowych do dalszych badań.

Wody podziemne

Wody podziemne badano w trzech otworach piezometrycznych zlokalizowanych w Sobolewie (Ryc. 2.4). Piezometr na stanowisku nr 007 (współrzędne geograficzne zgodne z UIWPP 1992 - X_COORD: 762551.406; Y_COORD: 695946.524) posadowiony jest na głębokości 17,9 m p.p.t. Swobodne zwierciadło wody znajduje się na głębokości 12,05 m p.p.t., licząc od górnej krawędzi metalowej obudowy piezometru (Tab. 2.4). W 1997 roku piezometr ten został włączony do krajowej sieci pomiarowej Państwowego Instytutu Geologicznego pod numerem ewidencyjnym II/862-Q. Poziom statycznego zwierciadła wody w piezometrze, podobnie jak i w pozostałych dwóch otworach piezometrycznych, badano w sposób ciągły przy pomocy czujnika ciśnienia firmy Schlumberger Water Services typ MiniDIVER DI502. Pomiary były wykonywane z dokładnością do 1 cm, dwukrotnie w ciągu doby - w godzinach 7:00 i 19:00 czasu GMT+1, a do analizy przyjmowano średnią arytmetyczną pomierzonych głębokości do zwierciadła. W piezometrze nr 007 badano właściwości fizyczne i chemiczne wód podziemnych czterokrotnie w ciągu roku hydrologicznego: w grudniu 2019 roku oraz w lutym, czerwcu i we wrześniu 2020 roku. Mierzone parametry zostały przedstawione w tabeli nr 2.5. Przed każdym pobraniem próby z otworu piezometru wypompowywano około cztery objętości słupa wody stagnującej w otworze.



Ryc. 2.4. Lokalizacja piezometrów (program F2) na tle mapy użytkowania ziemi

Piezometry 055 (współrzędne geograficzne zgodne z UIWPP 1992 - X_COORD: 761925.540; Y_COORD: 694210.001) i 056 (współrzędne geograficzne zgodne z UIWPP 1992 - X_COORD: 761399.771; Y_COORD: 694098.857) zostały włączone do programu F2 dopiero w 2014 roku. Zostały one zainstalowane przez Kopalnię Surowców Mineralnych Sobolewo w 1978 roku i obecnie są użytkowane przez Wigierski Park Narodowy. Piezometr 055 jest posadowiony na głębokości 17,4 m p.p.t. Swobodne zwierciadło wody znajduje się na głębokości 12,5 m p.p.t., licząc od górnej krawędzi metalowej obudowy piezometru. Rzędna wysokościowa terenu wynosi 155,80 m n.p.m. (Tab. 2.4).

Piezometr 056 jest posadowiony na głębokości 17,6 m p.p.t. Swobodne zwierciadło wody znajduje się na głębokości 14,00 m p.p.t., licząc od górnej krawędzi metalowej obudowy piezometru. Rzędna wysokościowa terenu wynosi 158,0 m n.p.m.

W czasie użytkowania piezometrów nr 055 i 056 przez Kopalnię Surowców Mineralnych, w latach hydrologicznych 1980-2005, badania wysokości zwierciadła wody były wykonywane nieregularnie. Z przeanalizowanych danych wynika, że w ciągu 27 lat pomiarów, tylko w piętnastu latach wykonano je jednorazowo w każdym miesiącu roku hydrologicznego, a w pozostałych latach były one wykonywane rzadziej. Stąd wyników tych nie uwzględniono w raporcie.

Tab. 2.4. Zestawienie informacji o punktach monitoringowych sieci obserwacyjnej wód podziemnych na Stacji WIGRY, w roku hydrologicznym 2020

Nr punktu	Rodzaj punktu	Rzędna terenu [m n.p.m.]	Stratygrafia warstwy wodonośnej	Litologia warstwy wodonośnej	Głębokość maksymalna otworu [m]	Głębokość stropu poziomu wodonośnego [m]	Głębokość spągu poziomu wodonośnego [m]	Głębokość zwierciadła ustalonego [m]	Głębokość zafiltrowania otworu od - do [m]	Rok rozpoczęcia obserwacji
007	Piezometr	138,88	Q	p, ż	17,90			12,05	15,00-17,00	1998
055	Piezometr	155,80	Q	p	17,40			12,50	16,95-14,9	2014
056	Piezometr	158,00	Q	p, ż	17,60			14,00	17,50-15,47	2014

Tab. 2.5. Metodyka pomiarów hydrogeologicznych i hydrogeochemicznych (program F2) w Stacji WIGRY, w roku hydrologicznym 2020

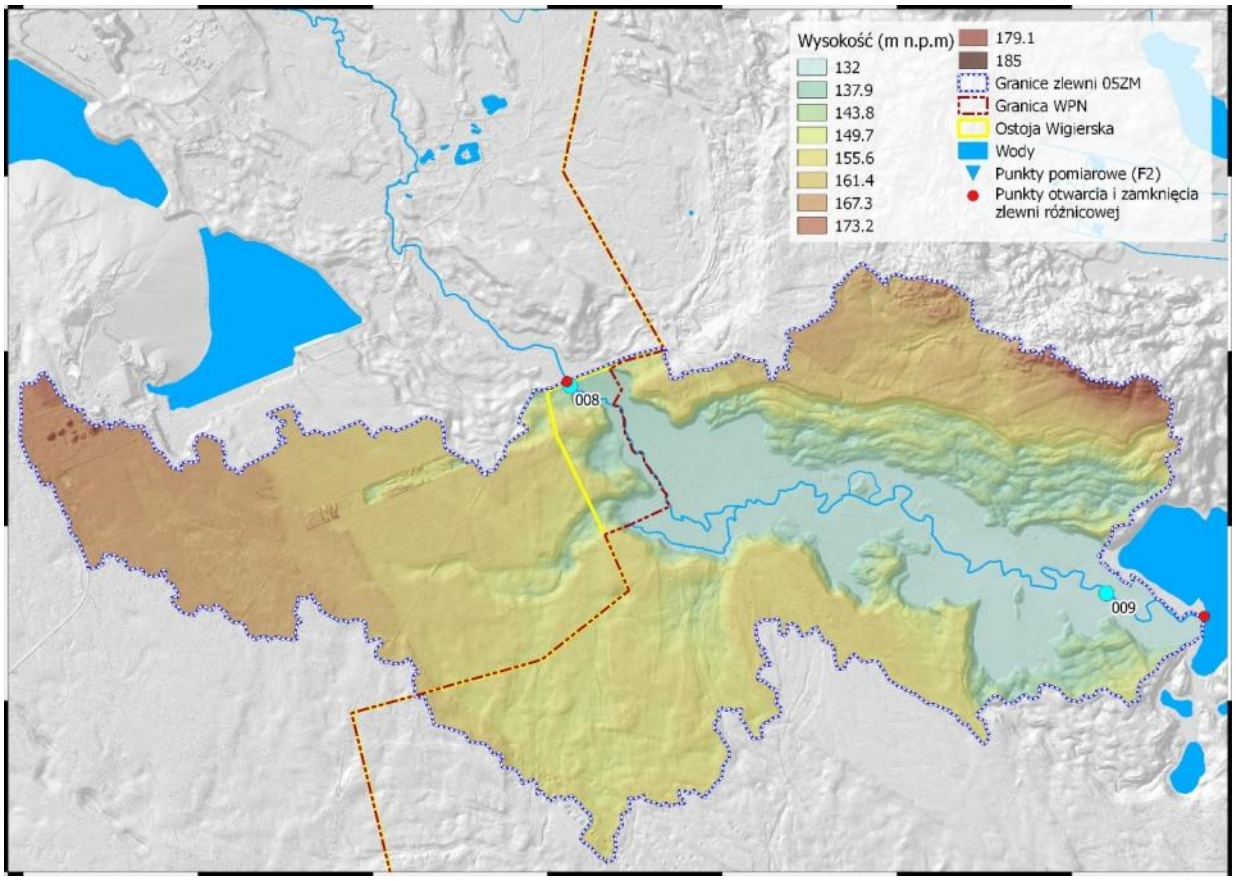
Parametr	Częstość pomiaru	Jednostka pomiarowa	Metoda pomiaru
Poziom wód podziemnych	732/rok (pomiar 2 razy na dobę o godz. 7:00 i 19:00	cm	Pomiar zmiany ciśnienia słupa wody – czujnik ciśnienia
Temperatura wody	732/rok (pomiar 2 razy na dobę o godz. 7:00 i 19:00	°C	Termometr cyfrowy
Odczyn pH	1/kwartał	-	Elektrometryczna
Przewodność	1/kwartał	mS m^{-1}	Konduktometryczna
wodorowęglany (jeżeli pH > 4,5)	1/kwartał	mg dm^{-3}	Miareczkowa
Wapń	1/kwartał	mg dm^{-3}	Spektrometria emisyjna
Magnez	1/kwartał	mg dm^{-3}	Spektrometria emisyjna
Sód	1/kwartał	mg dm^{-3}	Spektrometria emisyjna
Potas	1/kwartał	mg dm^{-3}	Spektrometria emisyjna
Siarka siarczanowa	1/kwartał	mg dm^{-3}	Chromatografia jonowa
Azot azotanowy	1/kwartał	mg dm^{-3}	Chromatografia jonowa
Azot amonowy	1/kwartał	mg dm^{-3}	Spektrometryczna
Fosfor ogólny	1/kwartał	mg dm^{-3}	Spektrometria emisyjna
Chlorki	1/kwartał	mg dm^{-3}	Chromatografia jonowa
BZT_5	1/kwartał	mg dm^{-3}	Elektrochemiczna
Tlen rozpuszczony	1/kwartał	mg dm^{-3}	Elektrochemiczna

Wody powierzchniowe - rzeki

Zlewnia badawcza WIGRY jest zlewnią różnicową. Do granic zlewni (Sobolewo) docierają wodami Czarnej Hańczy zanieczyszczenia zbierane przez rzekę powyżej zlewni badawczej, z powierzchni 193,30 km^2, w tym z miejskiej oczyszczalni ścieków w Suwałkach.

Rzeka, opuszczając obszar zlewni badawczej (o powierzchni 11,026 km^2), wpada do jeziora Wigry, gdzie od lat pozostawia znaczną część niesionych zanieczyszczeń. Ze względu na swój charakter na terenie zlewni zostały wyznaczone dwa punkty kontrolno-pomiarowe:

w Sobolewie (008) oraz przy ujściu rzeki do jeziora Wigry (009), gdzie były prowadzone pomiary stanu i prędkości przepływu wód oraz badania właściwości fizycznych i chemicznych wód rzeki. Lokalizację obu stanowisk przedstawia rycina 2.5.



Ryc. 2.5. Lokalizacja profilu hydrometrycznego (program H1) w Sobolewie(008) i punkcie Ujście (009) w zlewni różnicowej WIGRY

Próby wody do badań były pobierane z nurtu rzeki jeden raz w miesiącu. Analizy fizyczno-chemiczne były wykonywane w Centralnym Laboratorium Monitoringu Środowiska IOŚ PIB w Warszawie oraz w WPN. Pomiar stanu wód był prowadzony w sposób ciągły przy wykorzystaniu limnimetru elektronicznego na wejściu wód do zlewni różnicowej. Z zapisu limnimetru określano średnie, maksymalne i minimalne stany dobowe. W ciągu minionego okresu badawczego analizie poddano 24 próbki wód z rzeki Czarna Hańcza (po 12 z każdego stanowiska).

Chemizm opadu organicznego

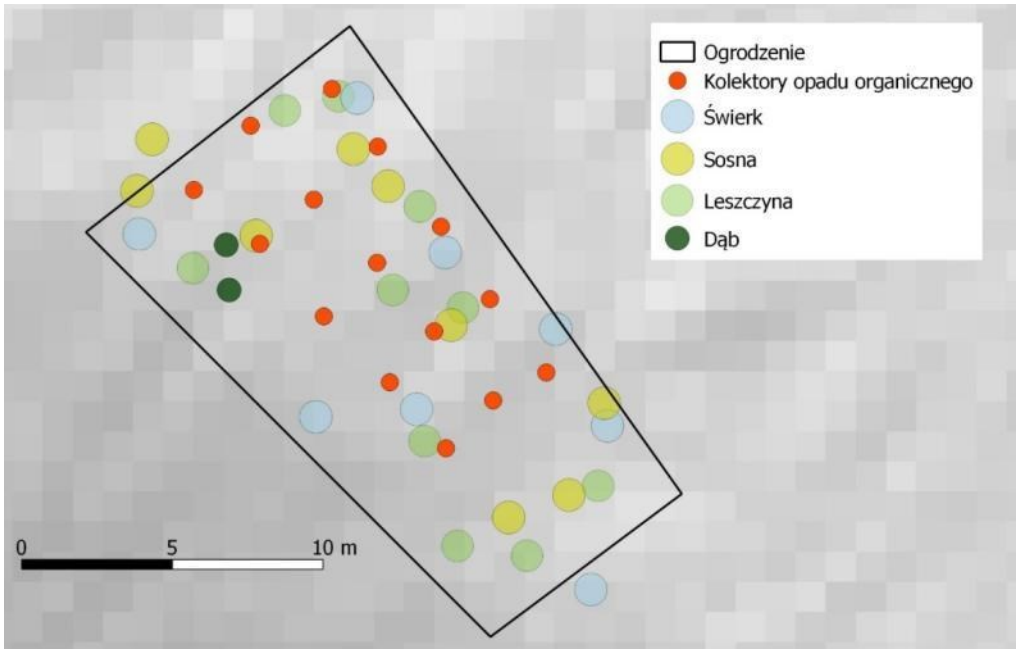
Materiał do badań chemizmu opadu organicznego był zbierany przy pomocy 15 chwytaczy - białych wiader z tworzywa sztucznego, o powierzchni wlotowej 0,062 m^2 każde (łączna pow. 0,93 m^2), umieszczonych na stojakach 80 cm nad powierzchnią gruntu. Chwytacze były ustawione losowo w trzech rzędach po 5 sztuk (odległość pomiędzy chwytaczami wynosiła 3 m). Chwytacze opróżniano co miesiąc, a zebrany materiał sortowano na poszczególne frakcje (igły, liście, owoce, gałązki, kora, porosty, inne). Po wysuszeniu materiału do stałej masy,

ważono go, i homogenizowano za pomocą młynka uniwersalnego. Z tak przygotowanego materiału z 12 kolejnych miesięcy roku hydrologicznego przygotowywano jedną próbę, którą poddawano analizie chemicznej w Centralnym Laboratorium Monitoringu Środowiska IOŚ PIB w Warszawie. Mierzone parametry zostały przedstawione w tabeli nr 2.6. W ciągu minionego okresu badawczego analizie poddano 12 próbek opadu organicznego - na badanie suchej masy opadu oraz 1 próbę na badanie składu chemicznego opadu organicznego.

Stanowisko poboru prób opadu organicznego jest zlokalizowane na siedlisku lasu mieszanego świeżego, w zbiorowisku *Tilio-Carpinetum calamagrostietosum*, gdzie gatunkami tworzącymi górne piętro drzewostanu są: sosna i świerk, przy współudziale dębu (Ryc. 2.6). Niższe piętro tworzy przeważnie świerk z udziałem dębu i leszczyny.

Tab. 2.6. Metodyka badań chemizmu opadu organicznego w Stacji WIGRY, w roku hydrologicznym 2020

Parametr	Częstość pomiaru	Metoda pomiarowa, analityczna	Uwagi
Opad organiczny (masa sucha)	12/rok	Wagowa	Badania prowadzone są na jednej powierzchni leśnej
Całkowity węgiel organiczny	1/rok	Spektrofotometria w zakresie podczerwieni	
Azot ogólny	1/rok	Miareczkowa	
Fosfor ogólny	1/rok	Spektrometria emisyjna atomowa	
Potas	1/rok	Spektrometria emisyjna atomowa	



Ryc. 2.6. Rozmieszczenie kolektorów opadu organicznego (program G2) oraz gatunków drzew i krzewów na nowej powierzchni badawczej (nr pow. 107)

Uszkodzenia drzew i drzewostanów

Ocenę uszkodzeń drzew i drzewostanów przeprowadzono na 6 stanowiskach, w obrębie zlewni badawczej, zlokalizowanych na siedlisku grądowym *Tilio-Carpinetum calamagrostietosum*. Na każdym stanowisku badano po 15 drzew z gatunku sosna zwyczajna

Pinus sylvestris z drzewostanu panującego, należących do drzew górujących, niezacienionych, o pełnej widoczności korony, w wieku powyżej 40 lat.

Dla każdego z badanych drzew określono: ubytek aparatu asymilacyjnego, obecność i rodzaj uszkodzeń pnia, procent martwych gałęzi w koronie, stopień odbarwienia aparatu asymilacyjnego. Ocenę stopnia defoliacji, odbarwienia aparatu asymilacyjnego i ilości martwych gałęzi w żywej części korony przeprowadziło niezależnie dwóch obserwatorów, a uzyskane wyniki stanowią wartość średnią z dwóch obserwacji dla każdego z badanych drzew. Ocenę stopnia defoliacji przeprowadzono przy pomocy „Atlasu ubytku aparatu asymilacyjnego drzew leśnych" (Borecki, Keczyński 1992). Uzyskane wyniki pogrupowano w klasy defoliacji, zgodnie z klasyfikacją europejską (Wyrzykowski, Zajączkowski 1995).

Tab. 2.7. Metodyka badań uszkodzenia drzew i drzewostanów w Stacji WIGRY, w roku hydrologicznym 2020

Parametr	Częstość pomiaru	Metoda pomiarowa, analityczna	Uwagi
defoliacja	1/rok	Instrukcja ZMŚP	
odbarwienie	1/rok	Instrukcja ZMŚP	
uszkodzone drzewa	1/rok	Instrukcja ZMŚP	

Epifity nadrzewne

Dla oceny zmian powierzchni plech porostów wytypowano dwa gatunki porostów o plechach listkowatych: tarczownicę bruzdkowaną *Parmelia sulcata* oraz pustułkę pęcherzykowatą *Hypogymnia physodes*. Dla każdego z tych gatunków założono na pniach drzew po 8 stanowisk monitoringowych (pow. nr 074, 075, 077, 079-088, 090, 091), na których badano powierzchnię wybranych plech porostów oraz ich zdrowotność. Powierzchnia plech była określana przy pomocy odpowiedniego oprogramowania ze zdjęć fotograficznych, wykonanych oddzielnie dla każdej plechy. Na sześciu dodatkowych stanowiskach monitoringowych (pow. nr 076, 078, 079, 088, 089 i 091) badano porosty o plechach krzaczkowatych. Na wyznaczonych fragmentach pni drzew były zliczane wszystkie osobniki bez oceny przynależności gatunkowej porostów. Wszystkie stanowiska pomiarowe były zlokalizowane w środowisku leśnym, zarówno w obrębie zlewni badawczej (18 stanowisk), jak i w jej bezpośredniej otulinie (4 stanowiska).

Gatunki inwazyjne obcego pochodzenia – rośliny

W 2020 roku obserwacje gatunków roślin inwazyjnych obcego pochodzenia prowadzone były na terenie zlewni badawczej i w jej otulinie, poza stałymi powierzchniami badawczymi. Rezultaty obserwacji naniesiono na mapę zlewni z nałożoną siatką kwadratów o boku 0,1 km w systemie MGRS.

2) PROGRAMY POMIAROWE ZMŚP W STACJI BAZOWEJ WIGRY W 2020 ROKU

3.1. Meteorologia

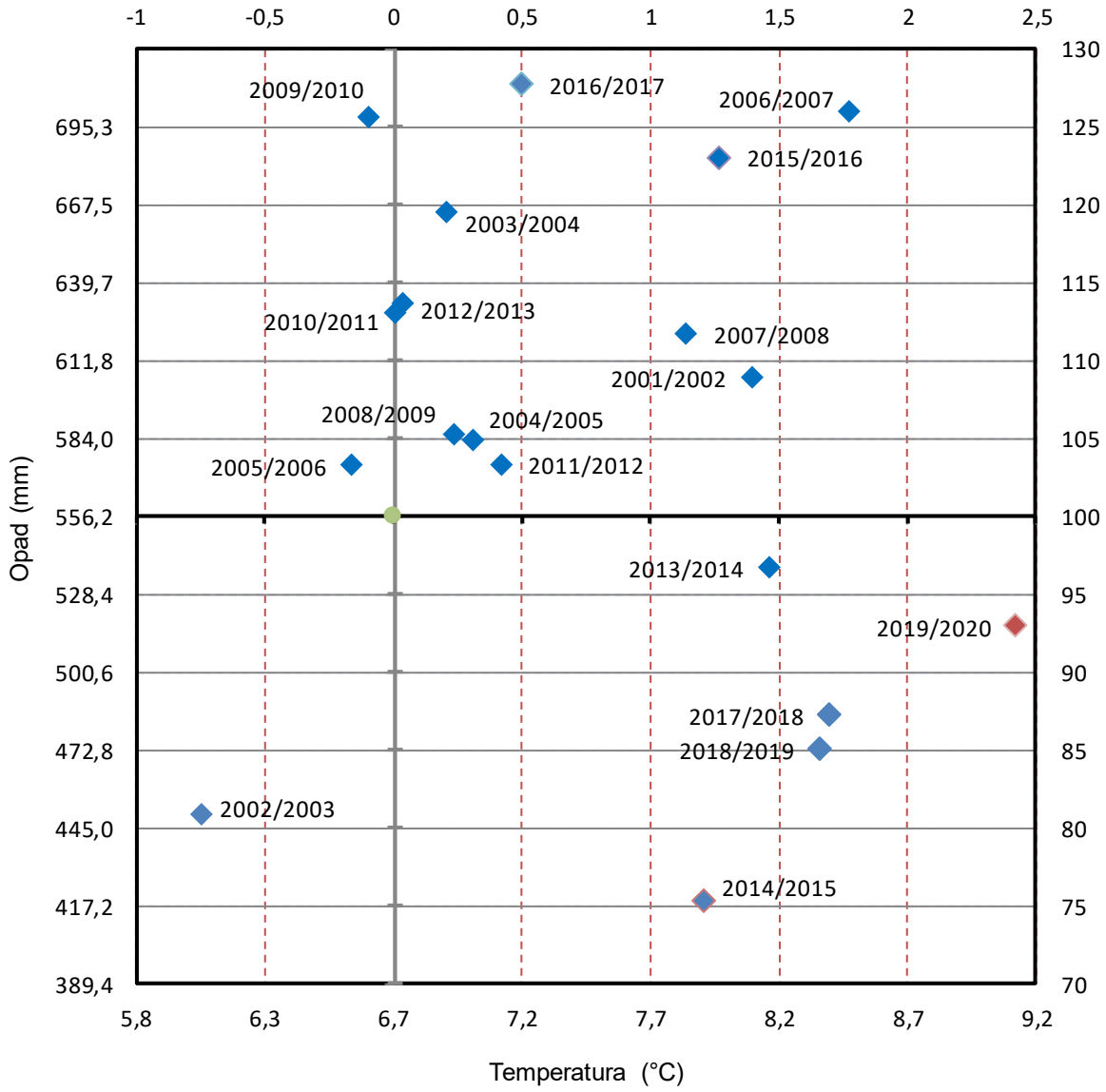
Warunki meteorologiczne panujące w roku 2020 na terenie zlewni badawczej WIGRY przedstawiono na podstawie danych zbieranych z ogródka meteorologicznego w Sobolewie - współrzędne ogródka meteorologicznego: szerokość 54,060973º N, długość 23,013451º E, wysokość 150,6 m n.p.m. oraz danych ze Stacji Hydrologiczno-Meteorologicznej IMGW w Suwałkach. Średnie miesięczne i roczne wartości mierzonych w minionym roku elementów meteorologicznych przedstawiono w tabeli 3.1.2, zarówno w ujęciu roku hydrologicznego, jak i kalendarzowego. Wartości wybranych elementów meteorologicznych w poszczególnych latach badań przedstawiono natomiast w tabeli 3.1.1.

Tab. 3.1.1. Średnie/sumy wybranych elementów meteorologicznych w Stacji Bazowej ZMŚP WIGRY, w latach hydrologicznych 2002-2020

Lata	PRES	TA_D	HH	RR_T	WIV	SOL	SOL_T_S
	hPa	°C	%	mm	$m \cdot s^{-1}$	h	MJ m^{-2}
2001/2002	.	8,1	75	606,0	2,2	1668	4039
2002/2003	.	6,0	76	449,8	1,9	1628	4027
2003/2004	.	6,9	81	664,8	1,8	1388	4031
2004/2005	.	7,0	80	585,8	1,8	1602	4772
2005/2006	.	6,6	78	574,4	1,7	1562	4817
2006/2007	.	8,5	78	701,2	2,1	1470	4170
2007/2008	.	7,9	78	621,6	1,9	1436	4279
2008/2009	.	7,0	79	583,4	1,7	1491	3700
2009/2010	.	6,7	79	699,0	1,6	1649	4425
2010/2011	.	6,8	78	629,0	1,7	1718	3657
2011/2012	.	7,2	79	575,0	1,7	1560	3673
2012/2013	.	6,8	79	632,4	1,5	1527	3337
2013/2014	.	8,2	78	538,2	1,5	1689	3469
2014/2015	.	7,9	77	419,1	1,6	1650	3482
2015/2016	1016,0	8,0	82	684,5	1,7	1781	3481
2016/2017	1016,1	7,2	83	710,6	1,8	1458	3475
2017/2018	1015,4	8,4	79	485,6	1,6	1975	4153
2018/2019	1016,1	8,4	79	473,2	1,7	1783	3977
2019/2020	**1014,2**	**9,1**	**79**	**517,2**	**1,8**	**1721**	**3889**
2002-2019	1015,9	7,4	79	590,8	1,8	1613	3942
STD	0,3	0,8	1,9	88,9	0,2	146,5	445,0

Miniony rok hydrologiczny, w odniesieniu do danych z wielolecia 1981-2010 ze Stacji w Suwałkach (dane NOAA), pod względem termiczno-opadowym był rokiem ekstremalnie ciepłym i suchym (Ryc. 3.1.1), ze średnią temperaturą 9,1°C i sumą opadów 517,2 mm (Tab. 3.1.2). Średnia wartość temperatury w roku 2020 była najwyższa w całym okresie badań na stacji w Sobolewie (od roku 2002). Średnia roczna wartość temperatury, w odniesieniu do średniej z okresu 2002-2019 (Sobolewo), była aż o 1,7°C wyższa, a w przypadku opadów roczna suma była o 73,6 mm niższa od

średniej rocznej sumy z wielolecia. W odniesieniu do średniej rocznej temperatury z okresu 1981-2010 (Suwałki), która wynosi 6,8°C, ostatni rok charakteryzował się temperaturą aż o 2,3°C wyższą. Zanotowano znaczący wzrost temperatury powietrza zarówno w odniesieniu do ostatnich kilkunastu lat, jak i w stosunku do ostatniego trzydziestolecia.



Ryc. 3.1.1. Temperatura powietrza i opady atmosferyczne w poszczególnych latach hydrologicznych w Sobolewie na tle danych ze Stacji Hydrologiczno-Meteorologicznej IMGW w Suwałkach (1981-2010)

W przypadku opadów atmosferycznych wielkość roczna z 2020 roku była niższa o 73,6 mm w porównaniu do średniej sumy z okresu 2002-2019, zaś względem opadów z ostatniego roku wyższa o 44 mm. Najmniejsza różnica między sumą opadów w roku 2020 dotyczyła wielolecia 1981-2010 – o 39 mm spadło mniej opadu w roku 2020.

W roku hydrologicznym 2020 największe różnice średnich miesięcznych temperatur, w stosunku do średniej miesięcznej z okresu 2002-2019, zarejestrowano w miesiącach zimowych:

w styczniu (5,7) i lutym (4,8) (Ryc. 3.1.2 i Tab. 3.1.3). W miesiącach zimowych – od listopada do marca – średnie temperatury w roku hydrologicznym 2020 były wyższe od średnich wieloletnich. W przypadku opadów największą różnicę zarejestrowano w kwietniu – spadło wtedy ponad 7-krotnie mniej opadów niż średnio w latach 2002-2019 a w grudniu, spadło około 3-krotnie mniej opadów niż średnio dla tych miesięcy w ostatnich osiemnastu latach.

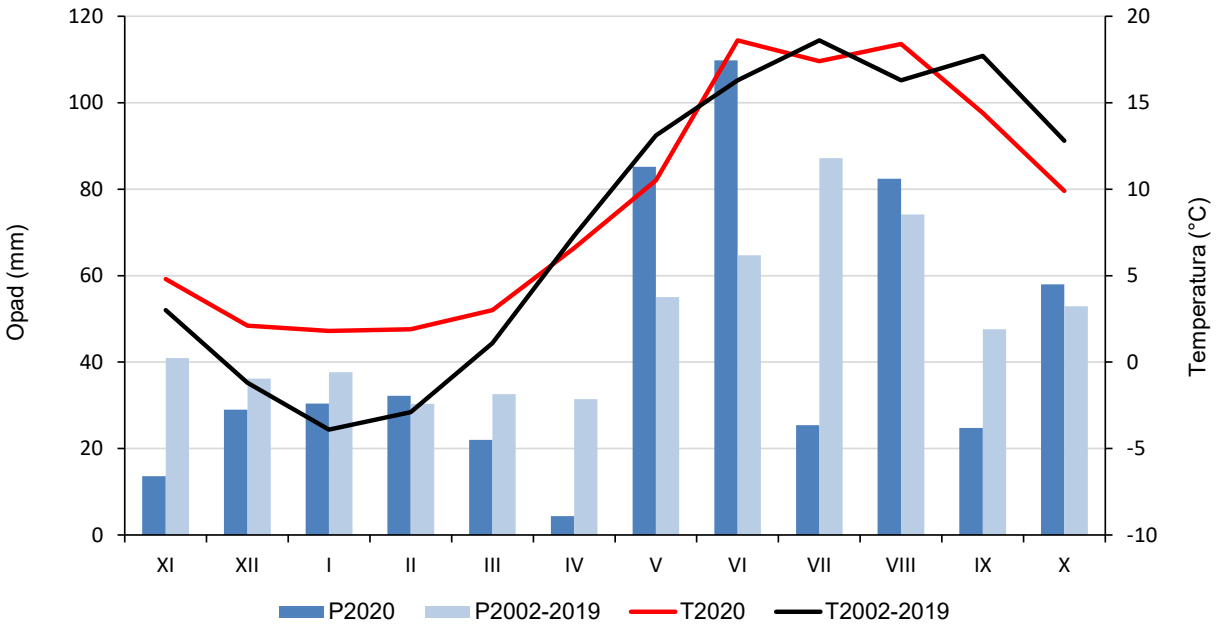
Tab. 3.1.3. Temperatura powietrza (T) i opady atmosferyczne (P) w Stacji Bazowej ZMŚP WIGRY, w 2020 r. na tle okresu 2002-2019

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
T_{2020}	4,8	2,1	1,8	1,9	3,0	6,6	10,5	18,6	17,4	18,4	14,4	9,9	9,1
$T_{2002-2019}$	3,0	-1,2	-3,9	-2,9	1,1	7,3	13,1	16,3	18,6	16,3	17,7	12,8	8,2
T_{2020}-$T_{2002-2019}$	1,8	3,3	5,7	4,8	1,9	-0,7	-2,6	2,3	-1,2	2,1	-3,3	-2,9	0,9
P_{2020}	13,6	29,0	30,4	32,2	22,0	4,4	85,2	109,8	25,4	82,4	24,8	58,0	517,2
$P_{2002-2019}$	40,9	36,2	37,7	30,4	32,6	31,4	55,0	64,7	87,2	74,2	47,6	53,0	590,8
$P_{2020}/P_{2002-2019}x100$	33,3	80,1	80,6	105,9	67,5	14,0	154,9	169,7	29,1	111,1	52,1	109,4	87,5

Średnia temperatura powietrza w roku 2020 wyniosła 9,1°C, w stosunku do poprzedniego roku (2019) średnia temperatura powietrza wzrosła o 0,7°C, natomiast suma opadów była wyższa względem roku 2019 o 44 mm. Podobnie jak w roku poprzednim najcieplejszym miesiącem był czerwiec (ale ze średnią temperaturą niższą o 1,9°C) z wartością 18,6°C. Maksymalne temperatury dochodziły w roku 2020 do 30,4°C w sierpniu i 29,6°C w czerwcu (Tab. 3.1.2). Po raz pierwszy od roku 2002 nie odnotowano ujemnych średnich temperatur miesięcznych. Najchłodniejszym miesiącem był styczeń – ze średnią 1,8°C, ale najniższa temperatura chwilowa wysokości -9,7°C wystąpiła w marcu. Największą amplitudą temperatury charakteryzowały się miesiące kwiecień (27,4°C) oraz marzec (26,7°C).

Tab. 3.1.2. Średnie miesięczne i roczne wartości elementów meteorologicznych w Stacji ZMŚP WIGRY, w roku 2020

Element	2019		2020												Rok		Uwagi
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XI-X	I-XII	
SOL_P (h)	20	23	24	67	174	224	239	225	238	225	198	64	23	14	1721	1715	Suma miesięczna usłonecznienia
SOL_T_S (MJm^{-2})	55	38	50	123	321	475	594	606	618	508	359	143	53	29	3889	3878	Suma promieniowania słonecznego
TA_$X_{max\ abs}$ (°C)	13,5	9,6	8,2	11,0	17,0	22,0	21,4	29,6	29,0	30,4	26,3	21,6	13,0	6,8	30,4	30,4	Najwyższa temperatura w miesiącu
TA_X_{max} (°C)	6,8	3,8	3,5	4,9	8,0	13,1	16,4	24,3	23,2	23,2	24,6	20,1	13,0	6,7	14,3	15,1	Średnia temperatura z maksimów dobowych
TA_D (°C)	4,8	2,1	1,8	1,9	3,0	6,6	10,5	18,6	17,4	18,4	14,4	9,9	4,6	0,2	9,1	8,9	Średnia temperatura powietrza
TA_N_{min} (°C)	2,7	0,2	0,1	-0,9	-2,0	-0,3	4,4	13,3	10,9	12,1	8,9	6,8	2,4	-1,4	4,7	4,5	Średnia temperatura z minimów dobowych
TA_$N_{min\ abs.}$ (°C)	-4,4	-6,7	-3,4	-7,2	-9,7	-5,4	-1,6	3,4	6,0	6,2	3,1	0,4	-3,5	-7,1	-9,7	-9,7	Najniższa temperatura w miesiącu
TA_$G_{min\ 5\ cm}$ (°C)	1,8	-0,8	-1,0	-2,3	-3,5	-2,9	2,7	12,5	9,4	10,7	7,0	5,4	1,4	-2,0	3,3	3,1	Średnia temperatura z minimów przy gruncie
TA_$G_{min\ abs.5cm}$ (°C)	-4,5	-7,6	-5,3	-8,3	-10,6	-7,4	-2,7	2,6	4,9	5,2	1,7	-0,6	-4,4	-7,8	-10,6	-10,6	Najniższa temperatura przy gruncie
TA_$G_{0\ cm}$ (°C)	4,7	1,8	1,5	1,7	4,0	8,2	12,8	21,8	20,7	21,3	16,1	10,2	4,7	0,1	10,4	10,3	Średnia temperatura na powierzchni gruntu
T_$S_{5\ cm}$ (°C)	5,0	1,7	1,5	1,5	4,1	8,7	13,5	21,9	21,6	22,0	16,4	10,6	5,2	0,5	10,7	10,6	Średnia temperatura gruntu na głębokości 5 cm
T_$S_{10\ cm}$ (°C)	5,1	1,7	1,4	1,5	3,9	8,2	13,2	21,4	21,3	21,7	16,2	10,6	5,4	0,6	10,5	10,4	Średnia temperatura gruntu na głębokości 10 cm
T_$S_{20\ cm}$ (°C)	5,7	2,1	1,7	1,7	3,9	7,7	12,7	20,6	20,9	21,2	15,9	10,6	5,5	0,6	10,4	10,3	Średnia temperatura gruntu na głębokości 20 cm
T_$S_{50\ cm}$ (°C)	7,0	3,3	2,5	2,4	4,0	6,9	11,7	18,6	20,1	20,7	16,4	12,0	7,5	2,6	10,5	10,5	Średnia temperatura gruntu na głębokości 50 cm
T_$S_{100\ cm}$ (°C)	8,6	4,9	3,6	3,1	4,0	6,0	10,1	15,7	18,3	19,1	16,3	13,0	6,0	4,5	10,2	10,0	Średnia temperatura gruntu na głębokości 100 cm
HH(%)	91	91	91	84	72	61	70	76	73	75	81	90	91	94	79	80	Średnia wilgotność względna
RR_T (mm)	13,6	29,0	30,4	32,2	22,0	4,4	85,2	109,8	25,4	82,4	24,8	58,0	25,0	40,8	517,2	540,4	Suma opadów atmosferycznych
$SCH_{śr.}$ (cm)	.	1	4	2	2	1	4	.	.	.	.	.	.	1	2	2	Średnia grubość pokrywy śnieżnej
SC_H $_{max}$ (cm)	.	2	5	2	2	1	4	.	.	.	.	.	.	2	5	5	Maksymalna grubość pokrywy śnieżnej
PRES (hPa)	1012,5	1008,9	1018,5	1008,2	1018,2	1016,9	1015,8	1012,3	1014,2	1014,5	1017,0	1013,6	1022,9	1017,0	1014,2	1015,8	Średnie ciśnienie na poziomie morza
WIV (ms^{-1})	1,6	2,1	2,2	2,5	1,8	2,1	1,9	1,5	1,5	1,0	1,5	1,5	1,8	1,8	1,8	1,8	Średnia prędkość wiatru



Ryc. 3.1.2. Przebieg roczny temperatury powietrza (T) i opadów atmosferycznych (P) w Stacji Bazowej WIGRY, w 2020 roku na tle okresu 2002-2019

Klasyfikację termiczno-opadową poszczególnych miesięcy w całym okresie badań w latach od 2002 do 2020 roku (Sobolewo), przedstawiają tabele 3.1.4 i 3.1.5. Na podstawie tych wyliczeń rok 2020 zaklasyfikowano (po raz pierwszy od 2002 roku) jako anomalnie ciepły. Pod względem termicznym przeważały miesiące ciepłe – było ich 5, bardzo ciepłe były 3, a ekstremalnie ciepły 1 (czerwiec). Z pozostałych miesięcy dwa były lekko chłodne (kwiecień i lipiec), a maj zaklasyfikowano jako bardzo chłodny – z najniższą średnią temperaturą w tym miesiącu w całym okresie badań. Średnio, w okresie 2002-2019, miesiące od grudnia do maja oraz październik są pod względem temperatury normalne, a miesiące letnie (od czerwca do września) i listopad są klasyfikowane jako lekko ciepłe. W przypadku opadów atmosferycznych najmniejszymi odchyleniami od średniej sumy opadów z ostatniego trzydziestolecia charakteryzowały się miesiące styczeń (mniej od średniej o 4,9 mm) i luty (więcej od średniej o 5,8 mm). Największe różnice były w lipcu 2020 roku – spadło o 56,9 mm mniej opadu, a w czerwcu wystąpił opad wyższy o 43,5mm, niż w ostatnim trzydziestoleciu. Różnice w wielkości opadów w poszczególnych miesiącach roku 2020, w odniesieniu do ostatniego trzydziestolecia (Suwałki) oraz wielolecia 2002-2019 (Sobolewo), przedstawia rycina 3.1.3.

Tab. 3.1.4. Klasyfikacja termiczna w Stacji ZMŚP WIGRY w latach hydrologicznych 2002-2020 na podstawie wartości normowych ze Stacji Hydrologiczno-Meteorologicznej w Suwałkach z okresu 1981-2010 (dane z NOAA)

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
2002	1,8	-5,9	-1,5	2,0	3,2	7,7	15,8	16,6	20,3	19,8	12,2	5,3	8,1
2003	2,1	-8,3	-5,0	-6,0	0,5	5,2	13,5	15,8	20,1	17,5	12,3	4,3	6,0
2004	3,7	0,3	-7,0	-1,9	1,5	7,0	10,6	14,1	16,4	17,8	12,4	8,4	6,9
2005	1,9	1,0	-0,1	-5,5	-2,9	7,1	11,8	14,7	18,5	16,0	13,8	7,5	7,0

2006	2,6	-1,7	-8,2	-6,4	-3,3	6,5	12,2	16,0	20,9	17,2	14,0	9,3	6,6
2007	4,1	3,7	1,5	-5,2	5,0	6,9	13,6	17,7	17,0	17,9	12,2	7,4	8,5
2008	0,5	0,1	-0,8	1,8	2,1	8,1	11,7	16,0	17,7	17,4	11,4	8,2	7,9
2009	3,1	-0,1	-3,9	-3,0	0,6	8,2	12,2	14,7	17,7	16,3	13,2	5,2	7,0
2010	3,6	-2,9	-10,6	-3,8	0,8	7,3	13,4	16,5	21,2	19,1	11,1	4,2	6,7
2011	3,8	-7,3	-2,8	-7,4	0,2	8,5	12,6	17,5	18,7	17,2	13,5	6,6	6,8
2012	2,7	1,5	-3,0	-9,1	2,2	7,3	13,5	14,8	19,2	16,8	13,0	6,9	7,2
2013	4,6	-5,1	-6,2	-1,4	-4,5	5,3	15,1	17,9	18,3	17,5	11,5	8,4	6,8
2014	4,7	1,2	-5,4	-0,4	4,7	8,6	13,2	14,5	19,8	17,1	12,9	7,3	8,2
2015	2,5	-1,0	-0,5	-0,4	4,0	7,0	11,3	15,6	17,5	19,7	13,9	5,6	7,9
2016	4,3	2,4	-5,9	1,3	1,8	7,1	14,3	17,4	17,8	17,0	13,0	5,4	8,0
2017	1,3	0,3	-4,5	-2,0	3,7	5,6	12,4	15,7	16,7	17,4	12,6	7,7	7,2
2018	3,7	0,9	-1,9	-5,4	-2,0	10,4	16,7	17,7	20,0	18,7	14,2	7,7	8,4
2019	2,5	-0,7	-4,5	1,3	3,4	8,4	12,5	20,5	17,1	17,8	13,0	9,2	8,4
2020	4,8	2,1	1,8	1,9	3,0	6,6	10,5	18,6	17,4	18,4	14,4	9,9	9,1
AVG	3,1	-1,0	-3,6	-2,6	1,2	7,3	13,0	16,4	18,6	17,7	12,9	7,1	7,5

Ekstremalnie ciepły	Anomalnie ciepły	Bardzo ciepły	Ciepły	Lekko ciepły	
		Normalny			
Lekko chłodny	Chłodny	Bardzo chłodny	Anomalnie chłodny	Ekstremalnie chłodny	

Tab. 3.1.5. Klasyfikacja opadowa (A [mm] i B [%]) w Stacji ZMŚP WIGRY w latach 2002-2020 na podstawie wartości normowych ze Stacji Hydrologiczno-Meteorologicznej w Suwałkach z okresu 1981-2010 (dane z NOAA)

A

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
2002	41,8	19,2	50,8	72,6	40,8	22,4	69,6	56,0	67,2	19,0	13,0	133,6	606,0
2003	20,4	14,2	18,4	14,0	9,2	31,4	45,8	27,8	78,0	69,2	41,8	79,6	449,8
2004	44,2	57,6	31,6	32,6	55,6	31,4	55,2	93,2	98,4	88,0	30,4	46,6	664,8
2005	51,4	23,2	47,2	21,4	30,4	23,0	68,2	75,2	55,8	109,4	51,4	29,2	585,8
2006	27,6	38,6	10,4	38,6	7,2	24,6	59,4	36,2	30,8	181,4	63,4	56,2	574,4
2007	44,2	32,0	97,8	24,8	31,2	20,8	64,6	53,0	184,6	57,8	61,4	29,2	701,4
2008	34,8	19,4	56,8	40,6	66,8	27,0	16,0	60,6	59,6	142,0	42,8	55,0	621,4
2009	35,2	45,2	27,4	36,4	39,2	3,6	81,4	112,4	56,6	51,0	16,8	78,2	583,4
2010	52,4	36,8	19,8	27,6	27,8	39,0	138,8	73,8	110,0	83,4	65,8	23,8	699,0
2011	60,2	45,2	28,0	40,0	14,6	33,8	49,0	81,4	150,0	73,8	28,8	24,2	629,0
2012	19,2	39,4	44,6	31,6	20,2	45,8	29,8	90,8	62,6	76,2	41,2	73,6	575,0
2013	39,6	26,2	27,0	38,6	24,0	47,2	68,8	72,8	52,8	53,4	146,4	35,6	632,4
2014	35,6	26,6	46,0	16,6	27,6	21,4	50,6	94,2	118,6	52,8	22,8	25,4	538,2
2015	18,6	48,2	56,8	7,4	43,0	40,4	51,8	17,6	70,6	10,8	39,6	14,3	419,1
2016	94,5	49,1	24,4	43,2	34,2	30,6	49,8	51,6	94,6	84,7	33,6	94,2	684,5
2017	53,8	28,6	18,4	24,0	62,8	62,6	23,0	106,0	113,4	43,8	90,0	84,2	710,6
2018	40,2	53,0	29,8	14,8	9,2	57,2	16,2	29,4	98,0	82	12,6	43,2	485,6
2019	22,6	49,4	44,2	20,4	43,6	2	52,8	37,6	63,2	56,6	53,6	27,2	473,2
2020	13,6	29	30,4	32,2	22	4,4	85,2	109,8	25,4	82,4	24,8	58	517,2
średnia	39,5	35,8	37,4	30,4	32,1	29,9	56,6	67,3	83,7	74,6	46,3	53,2	586,9

B

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
2002	98,8	51,7	143,9	274,7	136,0	77,2	126,7	84,5	81,6	29,4	29,2	308,4	109,0
2003	48,2	38,2	52,1	53,0	30,7	108,3	83,4	41,9	94,8	107,1	93,8	183,7	80,9
2004	104,5	155,1	89,5	123,3	185,3	108,3	100,5	140,6	119,5	136,2	68,2	107,6	119,5
2005	121,5	62,5	133,7	81,0	101,3	79,3	124,2	113,5	67,8	169,3	115,3	67,4	105,3
2006	65,2	104,0	29,5	146,0	24,0	84,8	108,1	54,6	37,4	280,8	142,2	129,7	103,3
2007	104,5	86,2	277,0	93,8	104,0	71,7	117,6	80,0	224,3	89,5	137,7	67,4	126,1
2008	82,3	52,3	160,9	153,6	222,6	93,1	29,1	91,4	72,4	219,8	96,0	127,0	111,7

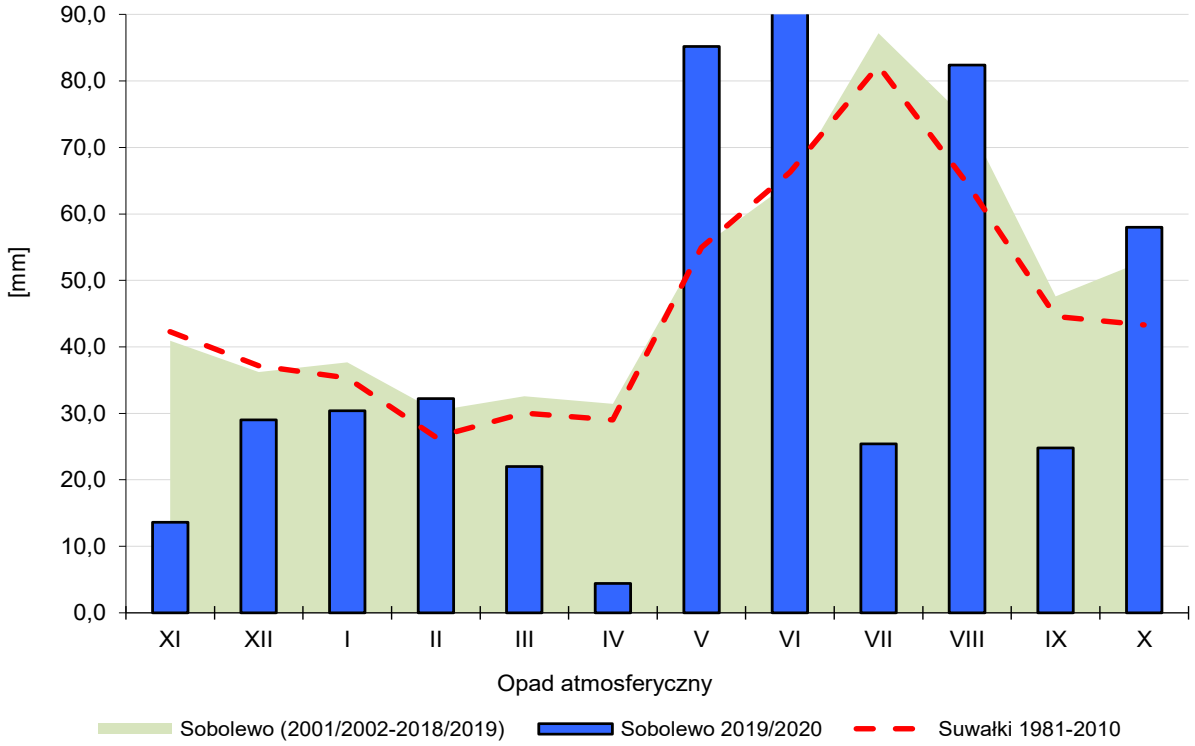
2009	83,2	121,7	77,6	137,7	130,6	12,4	148,2	169,6	68,8	78,9	37,7	180,5	104,9
2010	123,9	99,1	56,1	104,4	92,6	134,5	252,7	111,4	133,6	129,1	147,6	54,9	125,7
2011	142,3	121,7	79,3	151,3	48,7	116,5	89,2	122,8	182,2	114,2	64,6	55,9	113,1
2012	45,4	106,1	126,3	119,5	67,3	157,9	54,2	137,0	76,1	117,9	92,4	169,9	103,4
2013	93,6	70,6	76,5	146,0	80,0	162,7	125,2	109,8	64,1	82,7	328,4	82,2	113,7
2014	84,2	71,6	130,3	62,8	92,0	73,8	92,1	142,1	144,1	81,7	51,1	58,6	96,8
2015	44,0	129,8	160,9	28,0	143,3	139,3	94,3	26,6	85,8	16,7	88,8	33,0	75,3
2016	223,4	132,3	69,1	163,4	114,0	105,5	90,7	77,9	114,9	131,1	75,4	217,4	123,1
2017	127,2	77,0	52,1	90,8	209,3	215,8	41,9	159,9	137,8	67,8	201,9	194,3	127,8
2018	95,0	142,8	84,4	56,0	30,7	197,2	29,5	44,4	119,1	126,9	28,3	99,7	87,3
2019	53,4	133,1	125,2	77,2	145,3	6,9	96,1	56,7	76,8	87,6	120,2	62,8	85,1
2020	32,2	78,1	86,1	121,8	73,3	15,2	155,1	165,7	30,9	127,5	55,6	133,9	93,0
średnia	93,3	96,5	105,8	115,0	106,9	103,2	103,1	101,6	101,7	115,5	103,9	122,9	105,5

do 90%	90-110%	ponad 110%	dla roku
do 75%	75-125%	ponad 125%	dla miesiąca

W roku hydrologicznym 2020 nie wystąpiły dni bardzo upalne (podobnie jak w ostatnich trzech latach), natomiast dni upalne w liczbie 3 zarejestrowano wyłącznie w sierpniu (Tab. 3.1.6). Dni bardzo mroźnych nie odnotowano wcale (w poprzednim roku 22), a mroźnych tylko 7 (w roku poprzednim 43).

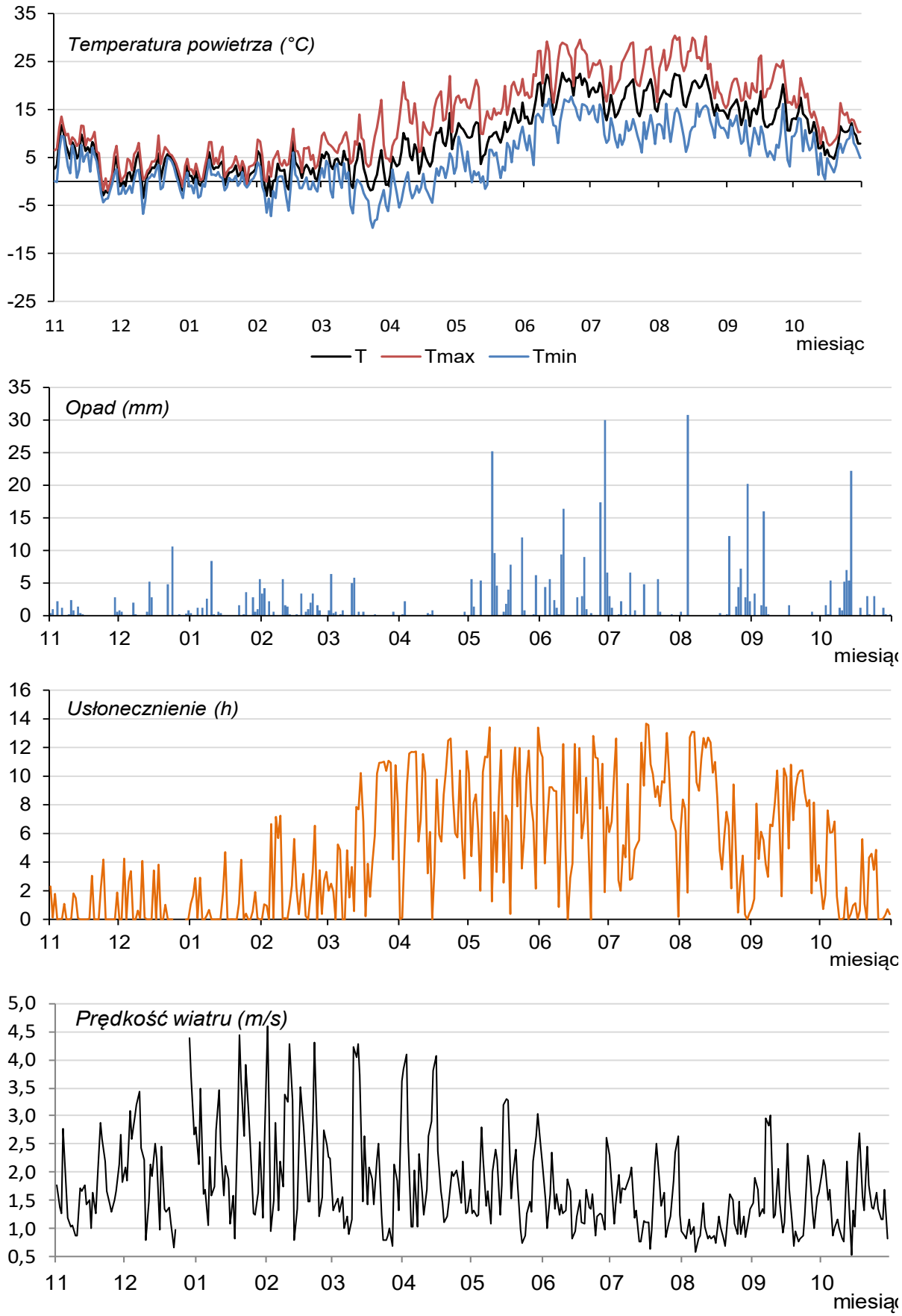
Tab. 3.1.6. Liczba dni charakterystycznych w Stacji Bazowej ZMŚP WIGRY, w roku hydrologicznym 2020

Dni	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok hyd.	Rok kal.	Uwagi
TA_X>35°C	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Dni bardzo upalne
TA_X>30°C	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	3	3	Dni upalne
TA_X>25°C	.	.	.	.	.	.	.	18	9	16	3	.	.	.	46	46	Dni gorące
TA_N<0°C	8	14	14	18	20	17	4	.	.	.	.	.	9	22	95	104	Dni przy-mrozkowe
TA_X<0°C	3	2	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	10	7	12	Dni mroźne
TA_N<-10°C	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	Dni bardzo mroźne
RR_T≥0,1 mm	12	13	15	16	12	6	14	15	11	11	7	16	18	13	148	154	Dni z opadem
RR_T≥1,0 mm	6	5	9	11	3	1	11	13	6	8	5	11	10	10	89	98	Dni z opadem
RR_T≥10,0 mm	.	1	.	.	.	.	2	3	.	3	1	1	.	.	11	10	Dni z opadem
RR_T_{max}	2,8 (29)	10,6 (24)	8,4 (10)	5,6 (10)	6,4 (2)	2,2 (3)	25,2 (11)	30 (29)	6,6 (10)	30,8 (4)	16 (6)	22,2 (14)	4,6 (4)	9,2 (24)	30,8 (8-4)	30,8 (8-4)	Max opad dob. (data wystąp.)
SC_H-dni	.	1	2	1	1	.	1	.	.	.	.	.	.	1	6	6	Dni z pokrywą śnieżną



Ryc. 3.1.3. Przebieg roczny opadów atmosferycznych w Stacji Bazowej WIGRY, w 2020 roku na tle ostatniego trzydziestolecia (Suwałki) oraz okresu 2001/2002-2018/2019 (Sobolewo)

Rok hydrologiczny 2020 charakteryzował się niskimi opadami atmosferycznymi (517,2 mm), a liczba dni z opadem stanowiła 40,4% dni w roku (Tab. 3.1.7). W roku 2019 najwięcej opadów zanotowano w lipcu – 63,2 mm i w sierpniu – 56,6 mm, natomiast w roku 2020 najwyższe sumy miesięczne opadów były w czerwcu – 109,8 mm i maju – 85,2 mm. W sumie w całym roku hydrologicznym 2020 łącznie wystąpiło 148 dni z opadem (tylko około 40% roku), w tym: 22 dni z opadem umiarkowanym, 6 z umiarkowanie silnym i 5 z opadem silnym (w roku poprzednim nie odnotowano w ogóle dni z opadem silnym). Miesiącami z największą liczbą dni z opadem – 16 dni były: luty (suma opadu 32,2 mm) i październik (suma opadu 58,0 mm). W czerwcu wystąpił maksymalny opad godzinowy – 16,6 mm (przy maksymalnym opadzie dobowym – 30,0 mm). Natomiast maksymalny opad dobowy – 30,8 mm zanotowano w miesiącu sierpniu (Tab. 3.1.7). Najsuchszym miesiącem był kwiecień (podobnie jak w roku poprzednim), w którym spadło w okresie 6 dni zaledwie 4,4 mm opadów. Maksymalny opad dobowy w kwietniu wyniósł 2,2 mm, a godzinowy 1,0 mm. Przebieg wielkości wybranych elementów meteorologicznych w roku hydrologicznym 2020, w tym opadów atmosferycznych, przedstawia rycina 3.1.4.

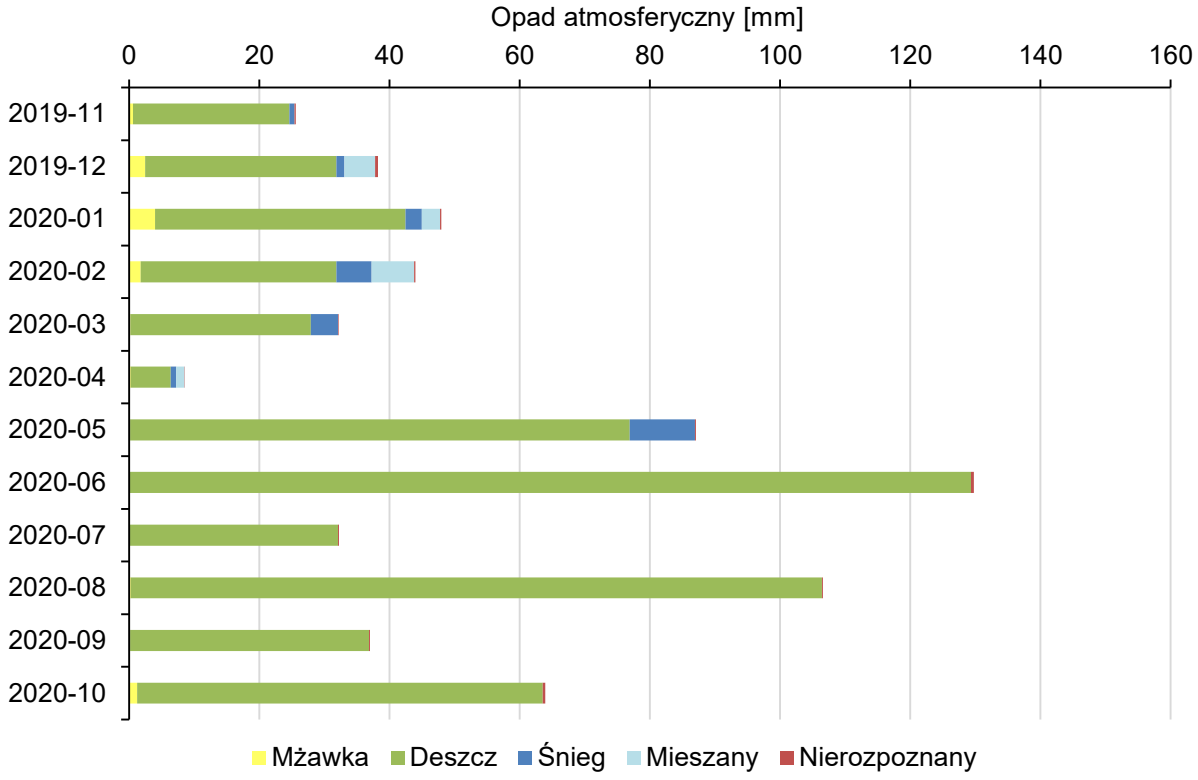


Ryc. 3.1.4. Przebieg wybranych elementów meteorologicznych w Stacji Bazowej ZMŚP WIGRY, w 2020 roku

Tab. 3.1.7. Miesięczne i roczne charakterystyki opadów atmosferycznych w Stacji Bazowej ZMŚP WIGRY, w roku hydrologicznym 2020

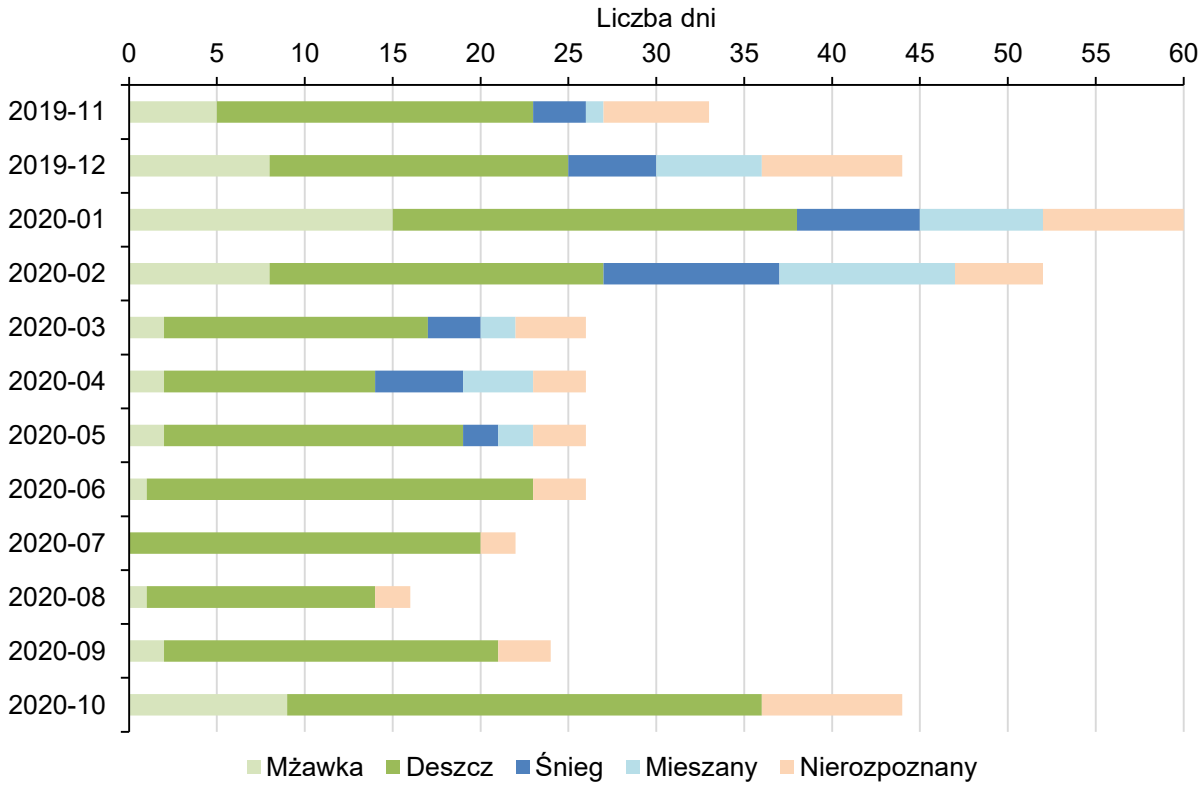
Miesiąc	Opad całkowity [mm]	Opad maksymalny dobowy [mm]	Opad maksymalny godzinny [mm]	Liczba dni z opadem
2019-11	13,6	2,8	1,4	12
2019-12	29,0	10,6	1,6	13
2020-01	30,4	8,4	2,4	15
2020-02	32,2	5,6	2,6	16
2020-03	22,0	6,4	4,6	12
2020-04	4,4	2,2	1,0	6
2020-05	85,2	25,2	7,4	14
2020-06	109,8	30,0	16,6	15
2020-07	25,4	6,6	4,0	11
2020-08	82,4	30,8	8,2	11
2020-09	24,8	16,0	8,4	7
2020-10	58,0	22,2	5,4	16
Rok	517,2	30,8	16,6	148

Wielkość opadu atmosferycznego, mierzona przy wykorzystaniu laserowego detektora Vaisala PWD12 była wyższa, niż uzyskana z deszczomierza korytkowego RG13. Użycie detektora laserowego pozwalało na automatyczne rozróżnienie rodzaju opadu. Udział rodzajów opadów w poszczególnych miesiącach przedstawia rycina 3.1.5.



Ryc. 3.1.5. Wielkości opadu atmosferycznego, w podziale na rodzaje opadu, w poszczególnych miesiącach roku hydrologicznego 2020 w Stacji Bazowej WIGRY (PWD12, Sobolewo)

Opady deszczu zarejestrowano we wszystkich miesiącach roku, nawet w okresie zimowym. Opady śniegu zarejestrowano w siedmiu miesiącach - od listopada 2019 roku do maja 2020 roku – łącznie 35 dni, w wysokości 24,9 mm. Najwyższa suma opadu śniegu nie wystąpiła zimą, tylko w maju – 10,0 mm, co stanowiło 40% sumy rocznej tej frakcji opadu (Ryc. 3.1.5). Detektor PWD12 zarejestrował również wyższą liczbę dni z opadem - o 92 dni. Ich rozkład w poszczególnych miesiącach, w podziale na opad deszczu, śniegu i opad mieszany, przestawia rycina 3.1.6. Najwięcej dni deszczowych wystąpiło w październiku (27 dni) i w styczniu (23 dni), najmniej zaś w kwietniu (12 dni). Opad śniegu zarejestrowano przez 2 dni w maju, 3 dni w listopadzie i marcu, 5 dni w grudniu i kwietniu, 7 dni w styczniu oraz przez 10 dni w lutym. Opad mieszany (śnieg z deszczem) wystąpił od listopada do maja, łącznie przez 32 dni.



Ryc. 3.1.6. Liczba dni z opadem atmosferycznym, w podziale na rodzaje opadu, w roku hydrologicznego 2020 w Stacji Bazowej WIGRY (PWD12, Sobolewo)

Bardzo duże znaczenie dla przyrody ma okres występowania dni z przymrozkami, a w szczególności z przymrozkami przygruntowymi. W latach 2002-2020 wystąpiło od 32 do 67 dni z przymrozkami. W roku 2020 wystąpiła najwyższa od 2002 roku liczba dni z przymrozkami - 67 (Tab. 3.1.8). W okresie 2002-2020 ostatnie w roku dni z przymrozkami występowały od 7 kwietnia do 23 maja, a pierwsze od 18 września do 26 października (Tab. 3.1.9). W 2020 roku ostatni dzień z przymrozkiem wystąpił 15 maja (w poprzednim roku 9 maja). Po raz pierwszy od roku 2002, pierwszy dzień z przymrozkiem nie wystąpił do końca roku hydrologicznego 2020,

czyli do 31 października (w poprzednim roku wystąpił 24 września). W całym badanym okresie występowało przeciętnie 89 dni w roku z przymrozkami przygruntowymi (Tab. 3.1.10). W latach 2002-2020 ostatnie dni z przymrozkami gruntowymi występowały od 6 maja do 28 czerwca, a pierwsze od 1 września do 17 października (Tab. 3.1.11).

Tab. 3.1.8. Liczba dni z przymrozkami ($TA_{avg}>0$ i $TA_{min}\leq 0$) w Stacji Bazowej ZMŚP WIGRY, w latach hydrologicznych 2002-2020

Rok	N dni	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
2002	54	8	1	7	5	17	5					4	7
2003	46	5		4		14	12	1				1	9
2004	48	3	11	3	4	4	15	3					5
2005	49	7	4	3	3	8	16	2				1	5
2006	42	6	8	3	1	5	15						4
2007	49	2	6	1	5	15	13	4					3
2008	52	8	2	9	9	14	4	2					4
2009	64	9	8	3	5	13	17	1					8
2010	41	4	8		4	5	8					1	11
2011	44	2	1	5	2	12	9	3					10
2012	60	10	10	5	1	17	13	2					2
2013	34	3	5	2	6	3	8	1				2	4
2014	65	3	9	1	14	13	11	4					10
2015	62	3	7	10	7	15	9	1					10
2016	53	2	7	1	12	13	11					1	6
2017	58	6	7	3	4	17	13	6				1	1
2018	32	5	6	3	1	9	4	0				0	4
2019	60	3	4	3	14	13	16	3				1	3
2020	67	3	8	9	13	13	17	4				0	0
Śr.	51,6	4,8	5,9	3,9	5,8	11,6	11,4	1,9				0,6	5,6

Tab. 3.1.9. Daty wystąpienia ostatniego i pierwszego dnia z przymrozkiem w latach 2002-2020 ($TA_{avg}>0$ i $TA_{min}\leq 0$)

Rok	Ostatni	Pierwszy
2002	2002-04-09	2002-09-20
2003	2003-05-05	2003-09-26
2004	2004-05-23	2004-10-10
2005	2005-05-12	2005-09-18
2006	2006-04-28	2006-10-18
2007	2007-05-04	2007-10-14
2008	2008-05-14	2008-10-08
2009	2009-05-02	2009-10-10
2010	2010-04-26	2010-09-30
2011	2011-05-06	2011-10-15
2012	2012-05-14	2012-10-26
2013	2013-05-02	2013-09-26
2014	2014-05-06	2014-10-02
2015	2015-05-04	2015-10-07
2016	2016-04-30	2016-09-26
2017	2017-05-12	2017-09-30
2018	2018-04-07	2018-10-01
2019	2019-05-09	2019-09-24
2020	2020-05-15	-

Tab. 3.1.10. Liczba dni z przymrozkami przygruntowymi ($TA_{avg}>0$ i $TA_{min+5}\leq 0$), w latach 2002-2020

Rok	N dni	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
2002	94	10	1	9	11	24	13	3				9	14
2003	65	7		7		16	17	3	1			2	12
2004	77	6	14	3	5	9	20	9	1			4	6
2005	84	13	8	5	3	9	20	8				4	14
2006	79	14	10	3	1	7	26	11	1				6
2007	96	8	12	3	6	23	24	7				2	11
2008	99	14	6	12	12	18	12	12				7	6
2009	107	13	12	6	7	15	25	9	1			5	14
2010	84	12	9		6	8	22	4				2	21
2011	80	10	1	6	6	16	14	5				1	21
2012	110	14	16	9	4	23	19	11				2	12
2013	75	10	7	4	9	4	18	3				9	11
2014	119	12	17	5	18	20	19	7	4			4	13
2015	114	6	9	13	10	20	23	13	1			3	16
2016	77	4	11	2	16	17	18	1				1	7
2017	78	9	10	3	5	20	17	7	1			1	5
2018	63	8	12	7	2	10	8	0	1			3	12
2019	94	5	9	4	20	20	21	8	0			2	5
2020	102	5	11	17	16	17	24	10	0			0	2
Śr.	89,3	9,5	9,2	6,2	8,3	15,6	18,9	6,9	0,6			3,2	10,9

Tab. 3.1.11. Daty wystąpienia ostatniego i pierwszego dnia z przymrozkiem gruntowym, w latach 2002-2020 ($TA_{avg}>0$ i $TG_{min+5}\leq 0$)

Rok	Ostatni	Pierwszy
2002	2002-05-21	2002-09-12
2003	2003-06-18	2003-09-25
2004	2004-06-10	2004-09-09
2005	2005-05-21	2005-09-17
2006	2006-06-10	2006-10-17
2007	2007-05-17	2007-09-10
2008	2008-05-30	2008-09-01
2009	2009-06-05	2009-09-19
2010	2010-05-30	2010-09-05
2011	2011-05-26	2011-09-17
2012	2012-05-31	2012-09-20
2013	2013-05-06	2013-09-07
2014	2014-06-28	2014-09-17
2015	2015-06-05	2015-09-11
2016	2016-05-19	2016-09-26
2017	2017-06-03	2017-09-30
2018	2018-06-06	2018-10-01
2019	2019-05-10	2019-09-24
2020	2020-05-23	2020-10-12

Na podstawie temperatury powietrza wyznaczono daty początku pór roku i czas ich trwania (Tab. 3.1.12). Do wyznaczenia terminów wystąpienia termicznych pór roku posłużono się zmodyfikowaną metodą Gumińskiego (1948). Oryginalna metoda zakłada, że wszystkie miesiące mają po 30 dni, a ich połowa przypada na 15 dzień miesiąca. W Raporcie do obliczeń użyto realnej ilości dni w miesiącu (z uwzględnieniem lat przestępnych), a za połowę miesiąca (datę wystąpienia średniej temperatury miesięcznej) przyjęto: dla miesięcy o liczbie dni 31 – 16, dla miesięcy o

liczbie dni 30 – 15, a dla lutego 14. Daty przejścia progu termicznego nie określano metodą rachunkową, lecz zastosowano algorytm, który na podstawie średnich miesięcznych z danego roku generuje temperatury dla każdego dnia. Następnie na podstawie wartości temperatury, nachylenia prostej łączącej kolejne średnie miesięczne oraz miesiąca, przypisuje do każdego dnia porę roku. Dodatkowo, algorytm wyróżnia okres gospodarczy, okres wegetacyjny oraz okres intensywnej wegetacji.

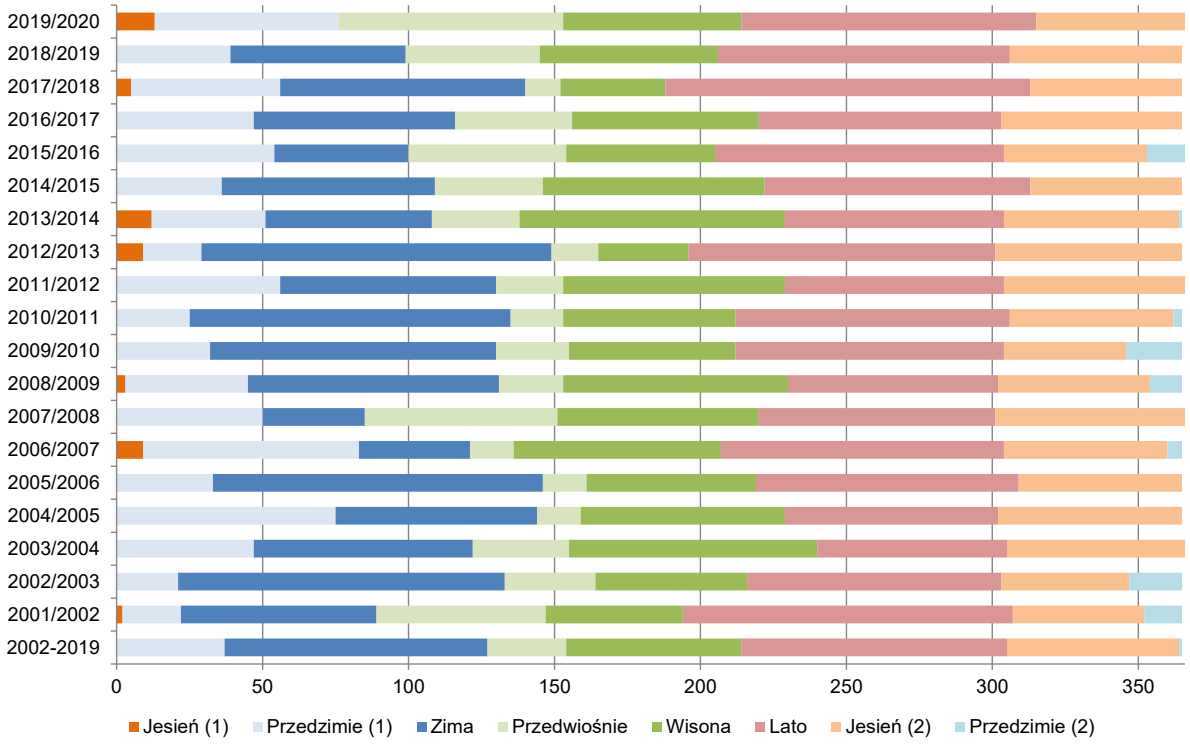
Tab. 3.1.12. Pojawy i czas trwania termicznych pór roku oraz okresu wegetacyjnego w Stacji Bazowej ZMŚP WIGRY, w roku hydrologicznym 2020

Pora roku	Kryterium	Początek	Koniec	Czas trwania
Jesień	5,0°C< t≤ 15,0°C	2019-11-01	2019-11-13	13
Przedzimie	0,0°C< t ≤ 5,0°C	2019-11-14	2020-01-15	63
Zima	t ≤ 0,0°C			0
Przedwiośnie	0,0°C< t≤ 5,0°C,	2020-01-16	2020-04-01	77
Wiosna	5,0°C< t ≤ 15,0°C	2020-04-02	2020-06-01	61
Lato	t ≥ 15,0°C	2020-06-02	2020-09-10	101
Jesień	5,0°C< t≤ 15,0°C	2020-09-11	2020-10-31	51
Okres wegetacyjny	t ≥ 5,0°C	2019-11-01	2019-11-13	13
Okres wegetacyjny	t ≥ 5,0°C	2020-03-26	2020-10-31	213
Okres intensywnej wegetacji	t ≥ 10,0°C	2020-05-13	2020-10-15	156

*-daty pojawów pór roku obliczono zmodyfikowaną metodą rachunkową wg Gumińskiego (1948)

Przedwiośnie termiczne występuje przeciętnie przez 27 dni (na podstawie danych z okresu 2002-2019). Jego początek jest zróżnicowany i przypadał do roku 2019 na okres od końca stycznia do końca marca. W roku 2020 początek przedwiośnia wystąpił już w połowie stycznia – 16 stycznia. W analizowanym okresie najwcześniej przedwiośnie rozpoczęło się najpóźniej 30 marca (2013). Do roku 2019 długość tej pory roku wahała się od 15 do 66 dni, w roku 2020 długość występowania przedwiośnia wzrosła do 77 dni – od 16 stycznia do 1 kwietnia. Wiosna najczęściej rozpoczyna się w kwietniu i trwa przeciętnie 60 dni. Najwcześniejsze nadejście wiosny miało miejsce w 2007 roku (17 marca) i w 2014 roku (19 marca). Długość wiosny waha się od 31 do 91 dni. W roku 2020 (podobnie jak w roku poprzednim) wiosna trwała 61 dni i rozpoczęła się 2 kwietnia. Lato było najdłuższą termiczną porą roku i przeciętnie trwało 91 dni. Jego początek przypadał z reguły na czerwiec (1-28), chociaż najwcześniej rozpoczęło się 14 maja (2002). W 2020 roku początek termicznego lata przypadł na 2 czerwca, a jego koniec na 10 września - trwało ono 101 dni (w poprzednim roku 100 dni). Długość pory jesiennej była zbliżona do długości okresu wiosennego - wyniosła przeciętnie 59 dni. W minionym roku czas trwania pory jesiennej był krótszy od średniej z lat 2002-2010 i wynosił 51 dni. Przedzimie rozpoczynało się w miesiącach

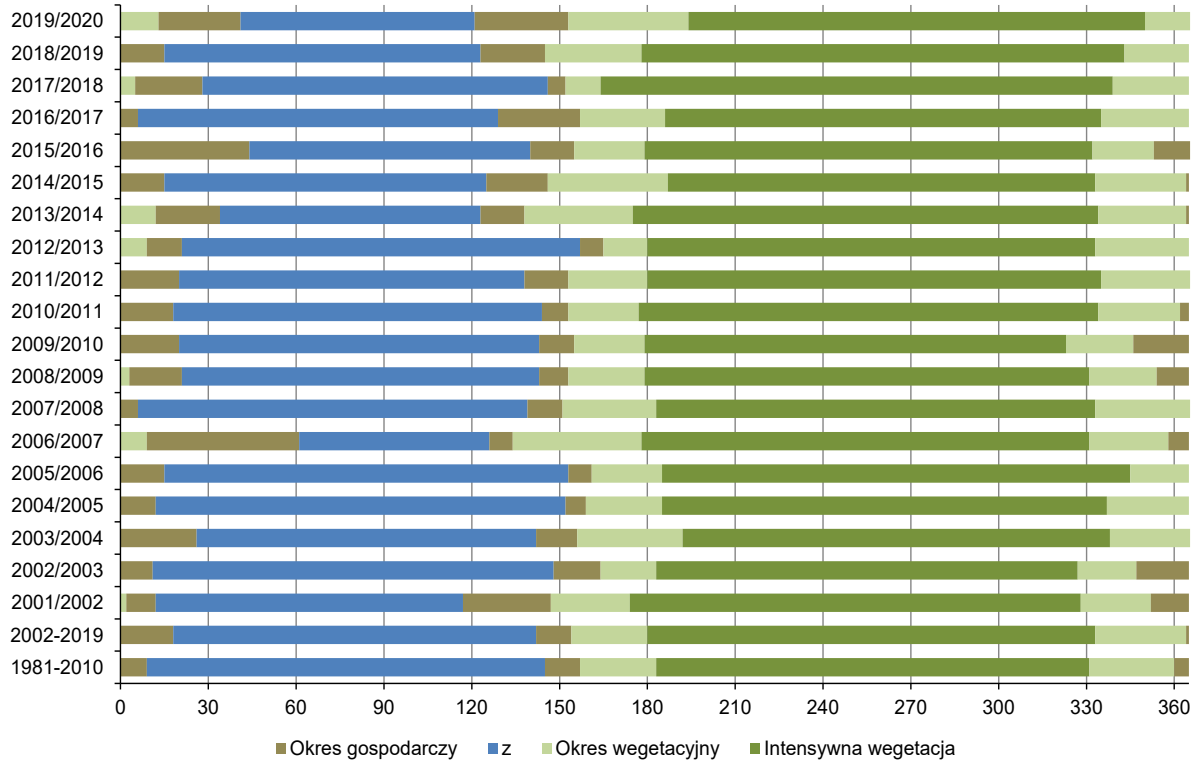
październik-listopad i trwało przeciętnie 37 dni. Do roku 2020 początek tej pory roku najwcześniej rozpoczął się 13 października (2010), a najpóźniej 13 listopada (2013). W roku hydrologicznym 2020 przedzimie rozpoczęło się najpóźniej w całym analizowanym okresie, tj. 14 listopada 2019 i trwało najdłużej - 77 dni. Zima termiczna, która przeciętnie trwa 91 dni, w roku 2020 nie wystąpiła wcale. Pierwszy raz od roku 2002 okres przedzimia graniczył z okresem przedwiośnia. Czas trwania termicznych pór roku na Stacji WIGRY przedstawia rycina 3.1.7.



Ryc. 3.1.7. Termiczne pory roku w Stacji Bazowej WIGRY, w roku hydrologicznym 2020 na tle pozostałych lat badań

Na Stacji WIGRY okres wegetacyjny występował przeciętnie przez 210 dni (2002-2019), co stanowi 57% całego roku. W latach 2002-2019 okres wegetacyjny rozpoczynał się najwcześniej 17 marca (2007), a najpóźniej 15 kwietnia (2013). Jego zakończenie przypadało na przełom września i października - najwcześniej kończył się 20 września (2010), a najpóźniej 12 października (2006). Okres intensywnej wegetacji (średnia temperatura powietrza >10°C) rozpoczynał się najwcześniej 14 kwietnia (2018), a najpóźniej 11 maja (2004) i trwał od 144 (2003, 2010) do 175 dni (2018). W 2020 roku okres wegetacyjny rozpoczął się 2 kwietnia (w poprzednim roku 26 marca) i trwał 226 dni (w poprzednim roku 220 dni). Był on dłuższy od przeciętnego okresu wegetacyjnego za lata 2002-2019 i 1981-2010, odpowiednio o 16 i 23 dni. W latach 2002-2019 tylko w trzech latach (2003, 2010, 2016) okres wegetacyjny był krótszy od przeciętnego z wielolecia 1981-2010 (poniżej 203 dni) - najkrótszy był w roku hydrologicznym 2003 – 183 dni a

najdłuższy w roku 2014 – 238 dni. Długości okresów wegetacyjnego, intensywnej wegetacji oraz okresu gospodarczego w poszczególnych latach hydrologicznych przedstawia rycina 3.1.8.



Ryc. 3.1.8. Długość okresu wegetacyjnego w Stacji Bazowej WIGRY, w roku hydrologicznym 2020 na tle pozostałych lat badań oraz wielolecia

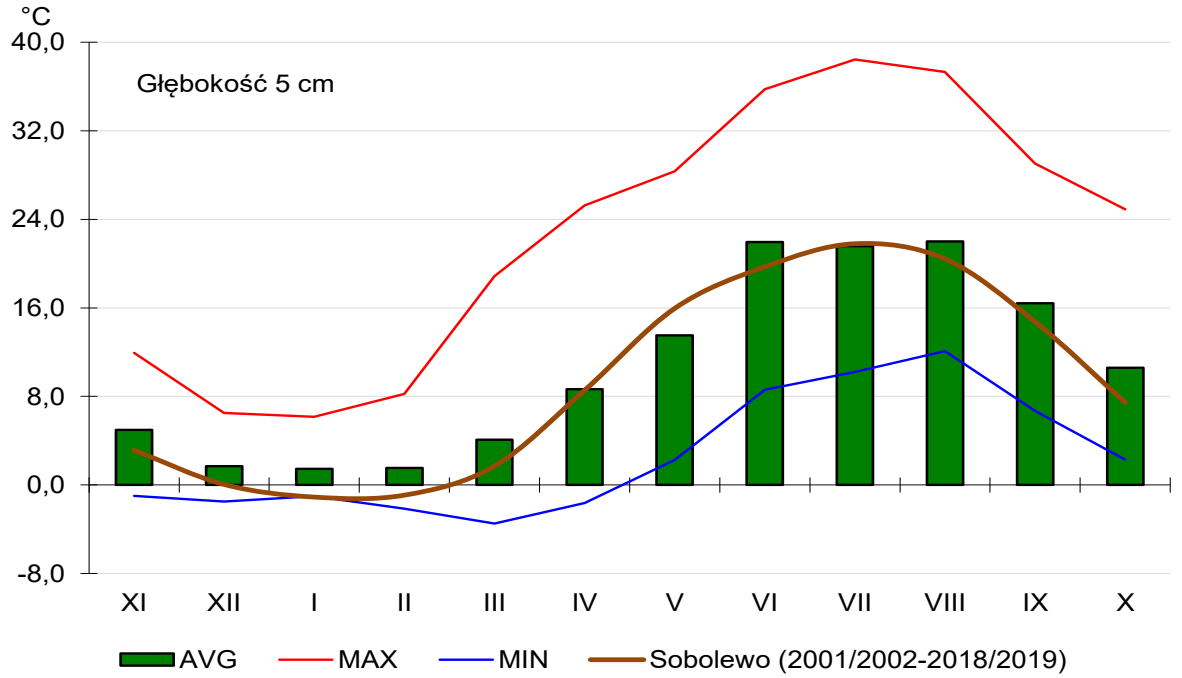
W roku hydrologicznym 2020 średnia temperatura gleby na głębokości 5 cm wynosiła 10,7°C, na głębokości 20 cm było średnio 10,4°C, na głębokości 50 cm było 10,5°C oraz 10,2°C na głębokości 100 cm. W analizowanym roku w całym badanym przekroju glebowym nie występowały średnie miesięczne temperatury ujemne. Na głębokości 5 cm średnia temperatura wahała się w poszczególnych miesiącach od 1,5°C w styczniu i lutym do 22,0°C w sierpniu (Tab. 3.1.13; ryc. 3.1.9). Najniższe chwilowe temperatury wystąpiły dopiero w marcu i dochodziły do 3,5°C, a najwyższe w miesiącach czerwiec-sierpień, kiedy przekraczały 30°C (maksymalnie 38,4°C w lipcu). Na głębokości 20 cm gleba nie przemarzała wcale, najniższe temperatury chwilowe występowały w styczniu i lutym (odpowiednio 0,4 i 0,2°C). Na głębokości 50 cm ujemne temperatury również nie występowały. Najwyższe chwilowe temperatury na tej głębokości dochodziły do około 22°C (czerwiec-sierpień). Na głębokości 100 cm temperatury chwilowe wahały się od 2,7°C (luty) do 20,1°C w sierpniu (Ryc. 3.1.10).

Średnia względna wilgotność powietrza atmosferycznego na Stacji Bazowej WIGRY w roku hydrologicznym 2020 wyniosła 79%. Najwyższą wilgotnością charakteryzowały się miesiące od listopada do stycznia – 91%, a najniższą kwiecień – 61%. Najniższe chwilowe

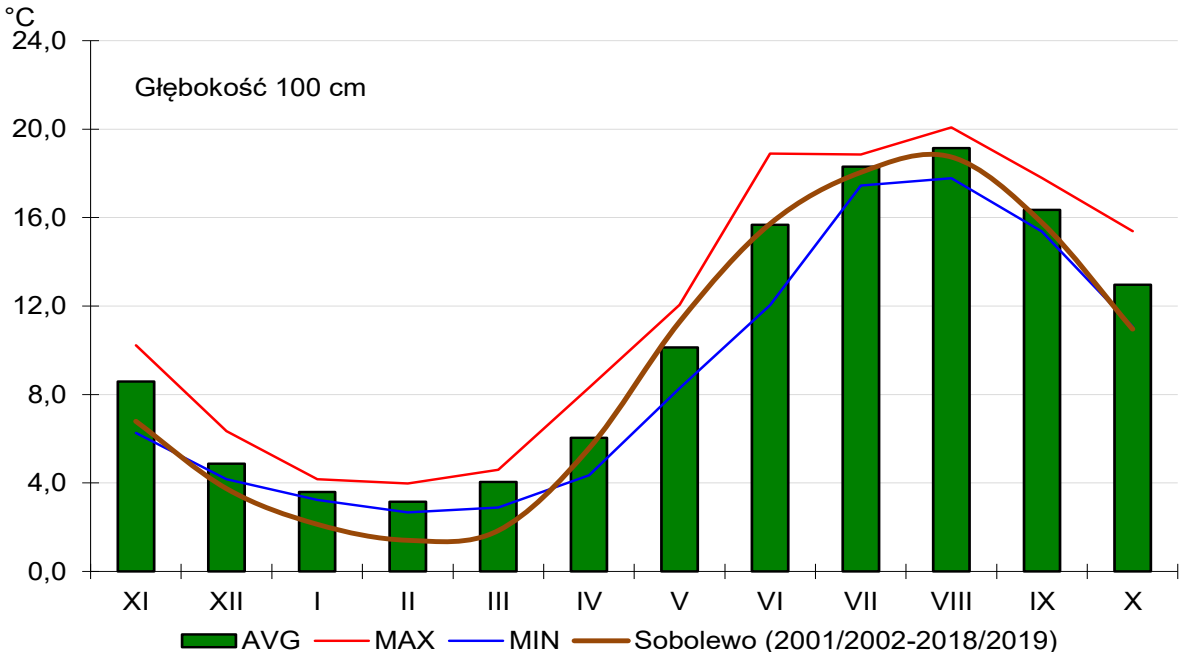
minimalne wartości wilgotności wystąpiły w marcu i kwietniu (17%), a najwyższe w listopadzie, styczniu i październiku (100%).

Tab. 3.1.13. Średnie miesięczne temperatury gruntu na badanych głębokościach, w roku 2020

Temp.	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
T_{-5cm}	5,0	1,7	1,5	1,5	4,1	8,7	13,5	21,9	21,6	22,0	16,4	10,6
T_{-20cm}	5,1	1,7	1,4	1,5	3,9	8,2	13,2	21,4	21,3	21,7	16,2	10,6
T_{-50cm}	5,7	2,1	1,7	1,7	3,9	7,7	12,7	20,6	20,9	21,2	15,9	10,6
T_{-100cm}	7,0	3,3	2,5	2,4	4,0	6,9	11,7	18,6	20,1	20,7	16,4	12,0



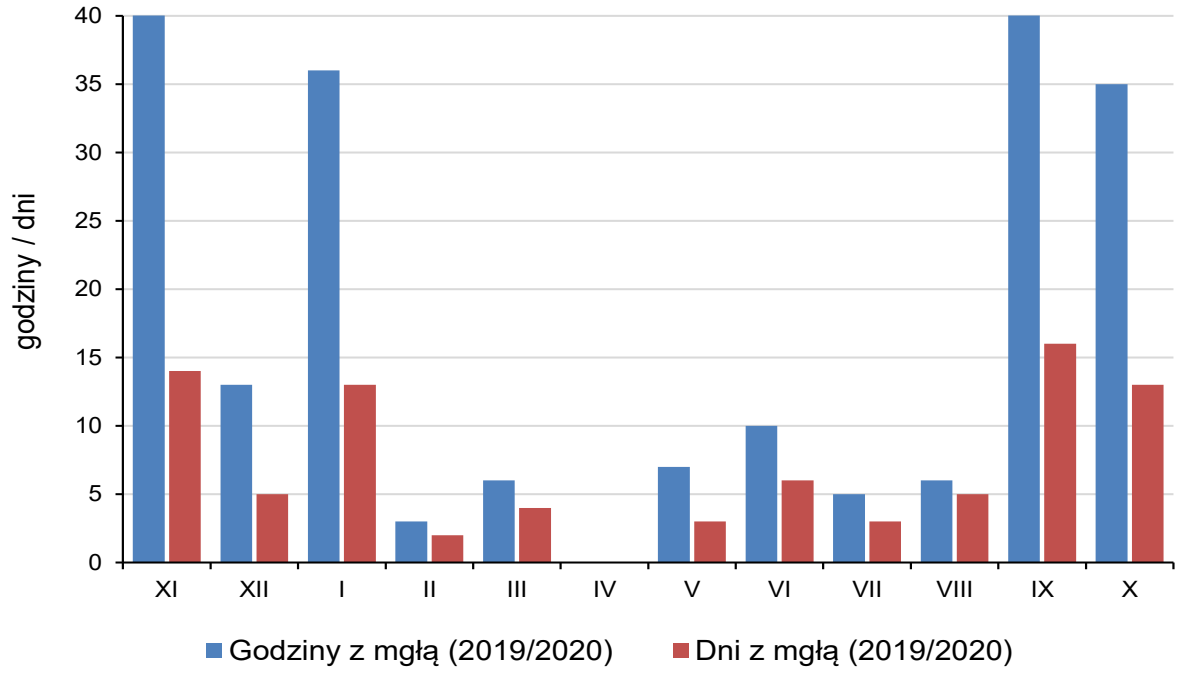
Ryc. 3.1.9. Średnie miesięczne wartości temperatury gruntu na głębokości 5 cm, w 2020 roku



Ryc. 3.1.10. Średnie miesięczne wartości temperatury gruntu na głębokości 100 cm, w 2020 r.

Średnia względna wilgotność powietrza atmosferycznego na Stacji Bazowej WIGRY w roku hydrologicznym 2020 wyniosła 79%. Najwyższą wilgotnością charakteryzowały się miesiące od listopada do stycznia – 91%, a najniższą kwiecień – 61%. Najniższe chwilowe minimalne wartości wilgotności wystąpiły w marcu i kwietniu (17%), a najwyższe w listopadzie, styczniu i październiku (100%).

W 2020 roku wystąpiły 84 dni z mgłą, która pojawiła się prawie we wszystkich miesiącach roku (poza kwietniem). Najczęściej mgła występowała we wrześniu - przez 16 dni, łącznie przez 43 godziny. Najwięcej godzin z mgłą było w listopadzie – 59 godzin, w ciągu 14 dni (Ryc. 3.1.11).

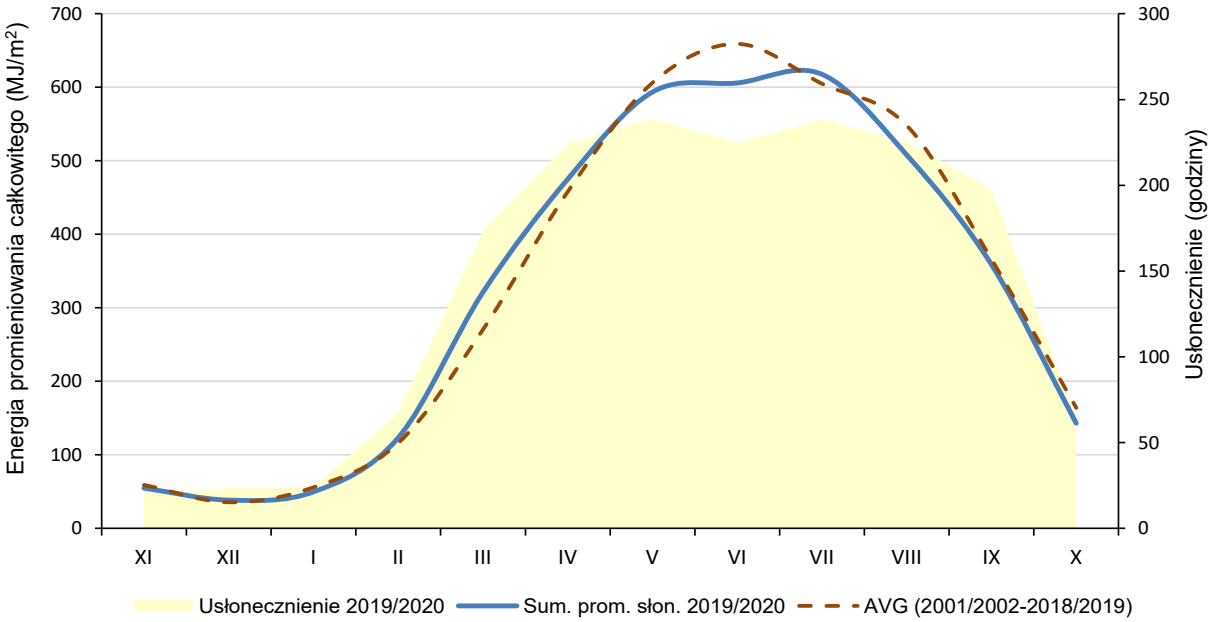


Ryc. 3.1.11. Czas trwania okresów z mgłą w Stacji Bazowej WIGRY, w roku hydrologicznym 2020

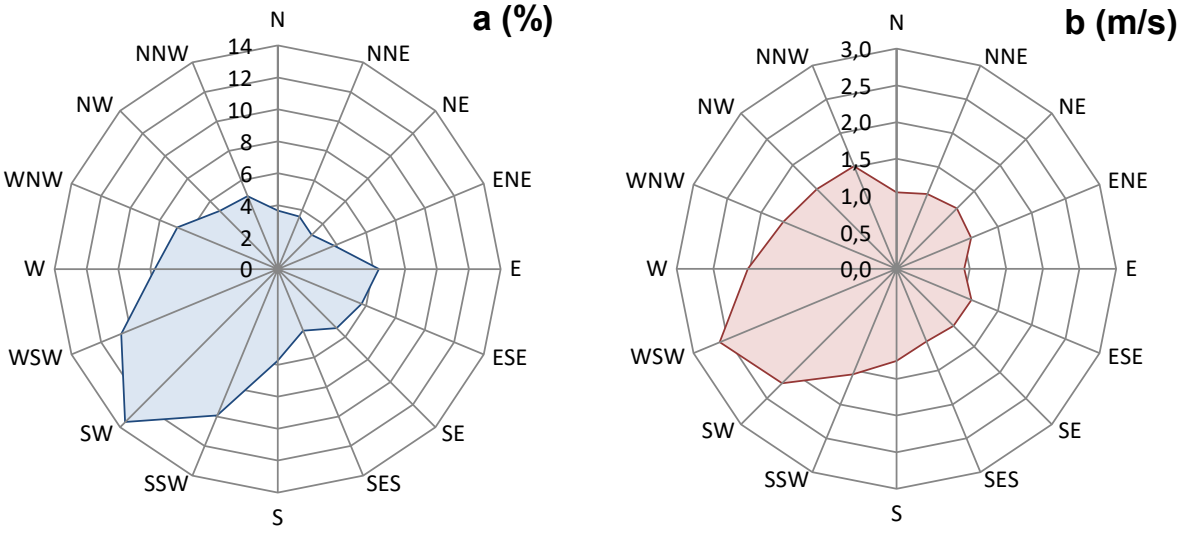
Na Stacji Bazowej WIGRY były prowadzone automatyczne pomiary natężenia całkowitego promieniowania słonecznego (gęstości strumienia energii) oraz usłonecznienia rzeczywistego (czasu dopływu bezpośredniego promieniowania słonecznego do powierzchni Ziemi). W roku hydrologicznym 2020 przeciętna wartość natężenia promieniowania słonecznego, liczona z okresów kiedy promieniowanie występowało, wynosiła 195 W/m^{-2}. Najwyższą średnią wartość miesięczną zanotowano w lipcu – 321 W/m^2, a najniższą w grudniu – 39 W/m^{-2}. Usłonecznienie, stanowiące czas dopływu energii słonecznej (>120 W/m^{-2}) do podłoża, wynosiło 1721 godzin. Roczny przebieg usłonecznienia pokazano na rycinie 3.1.12.

Pomiary dotyczące wiatru polegały na określeniu jego kierunku i prędkości na wysokości 10 m nad gruntem. Kierunki wiatru wyznaczone zostały według 16-stopniowej skali. W roku

2020 wiatr wiał najczęściej z sektora południowo-zachodniego (Ryc. 3.1.13). Dominowały wiatry południowo-zachodnie (13,5%) oraz i zachodnio-południowo-zachodnie (10,6% każdy). Średnie miesięczne prędkości wiatru wahały się od 0,9 do 2,6 m s^{-1}, a średnia roczna wyniosła 1,4 m s^{-1}. Maksymalne dobowe prędkości wiatru dochodziły do 4,6 m s^{-1} (w marcu), a maksymalne prędkości chwilowe wahały się w poszczególnych miesiącach od 10,1 (sierpień) do 19,9 m s^{-1} (marzec). Szczegółowe zestawienie częstości kierunków i prędkości wiatru przedstawiają tabele 3.1.14 i 3.1.15 oraz rycina 3.1.4.



Ryc. 3.1.12. Przebieg usłonecznienia i sum energii promieniowania całkowitego słonecznego w czasie roku hydrologicznego 2020



Ryc. 3.1.13. Częstość kierunków wiatru (a) oraz średnia prędkość wiatru (m s^{-1}) wg kierunków (b), w roku hydrologicznym 2020

Tab. 3.1.14. Częstość kierunków wiatru i cisz (C) w % w Stacji Bazowej ZMŚP WIGRY, w roku hydrologicznym 2020

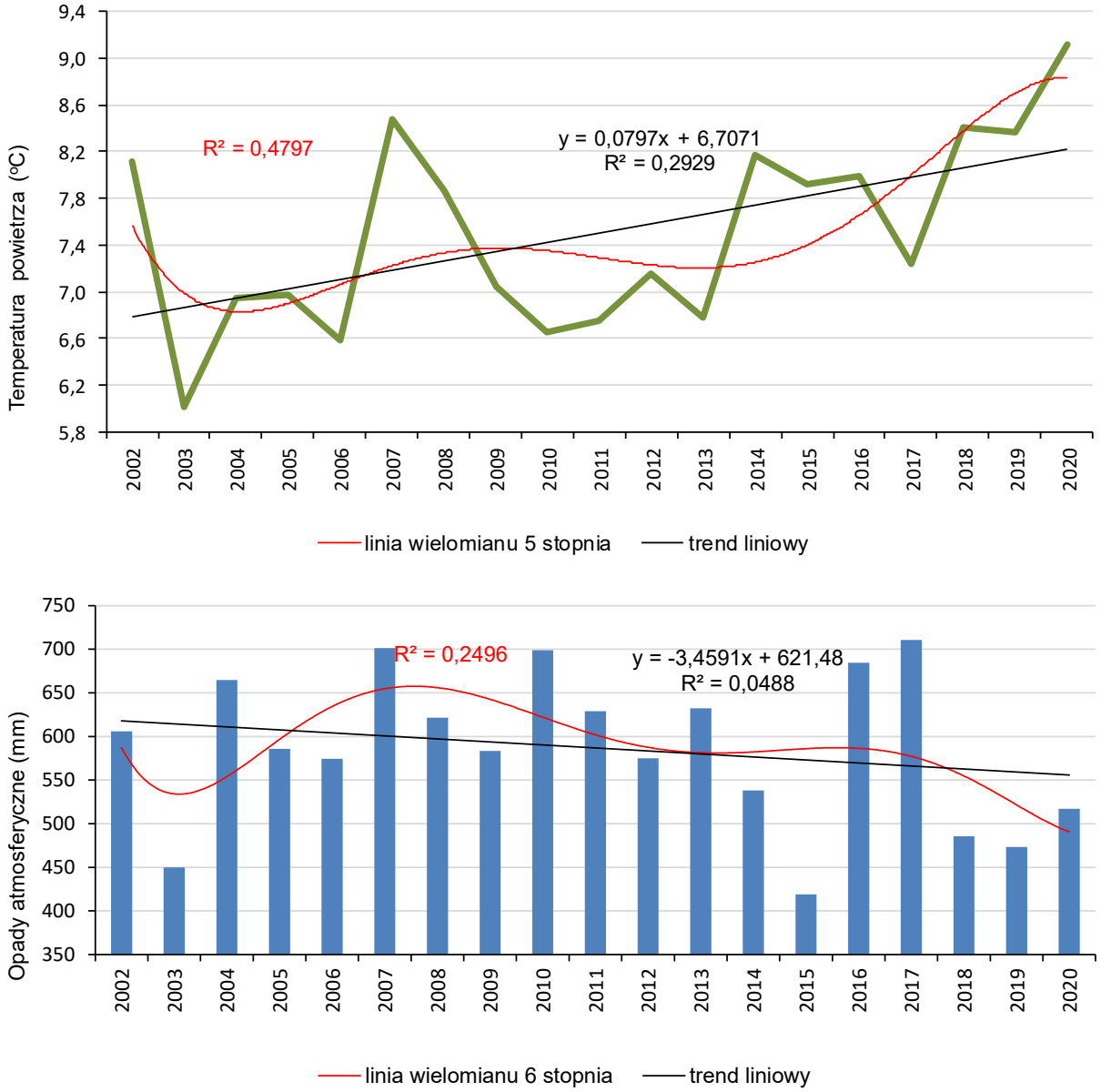
Miesiąc	N	NNE	NE	ENE	E	ESE	SE	SSE	S	SSW	SW	WSW	W	WNW	NW	NNW	C	Uwagi
XI	0,4	1,1	0,7	5,4	12,4	26,3	17,5	7,4	5,4	5,4	7,9	2,1	3,1	1,0	0,3	0,3	3,5	Częstość w %
XII	0,2	0,2	2,8	2,9	6,4	6,0	7,0	4,1	5,7	16,3	25,7	8,6	3,3	4,7	2,1	1,0	3,1	
I	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	1,6	3,2	4,4	10,2	19,4	25,4	20,2	7,0	4,8	2,7	0,7	0,3	
II	1,4	0,6	1,4	1,4	1,9	1,9	2,0	6,5	9,5	18,0	21,4	17,8	7,1	2,3	2,2	1,6	3,0	
III	3,1	2,2	1,5	3,4	6,4	5,3	3,8	3,1	6,3	9,1	9,4	9,8	7,7	5,3	2,4	6,4	14,8	
IV	3,9	1,3	1,0	1,8	1,3	1,5	1,0	1,7	3,0	4,5	11,0	11,3	15,3	14,5	7,3	7,3	12,4	
V	3,0	1,9	1,1	1,7	2,0	3,4	2,0	1,5	1,5	1,9	6,3	7,7	10,6	15,1	15,9	12,0	12,5	
VI	12,7	14,6	6,3	5,8	8,6	4,6	2,5	1,9	1,8	2,8	3,3	2,6	2,2	5,1	4,7	9,2	11,1	
VII	1,1	1,5	3,1	1,9	4,3	2,0	2,4	2,8	4,1	6,1	11,4	13,3	13,0	8,4	4,3	1,2	19,0	
VIII	5,7	6,1	7,8	3,7	5,0	2,2	3,5	1,6	3,1	4,2	4,1	3,5	3,4	4,8	6,5	7,5	27,2	
IX	2,9	3,2	4,2	6,8	10,2	1,4	2,8	3,6	4,6	11,0	10,3	9,5	7,4	5,0	2,9	0,3	13,9	
X	4,3	5,0	2,6	5,8	9,7	5,1	8,5	6,2	6,5	8,9	10,9	7,3	1,9	1,5	3,0	4,7	8,3	
Rok	3,3	3,2	2,7	3,4	5,7	5,1	4,7	3,7	5,1	8,8	12,1	9,5	6,9	6,1	4,6	4,4	10,9	

Tab. 3.1.15. Częstość kierunków wiatru (N i %) i cisz (C) oraz średnia prędkość wiatru (V, m s^{-1}) według kierunków w Stacji Bazowej ZMŚP WIGRY, w roku hydrologicznym 2020

Parametr	N	NNE	NE	ENE	E	ESE	SE	SSE	S	SSW	SW	WSW	W	WNW	NW	NNW	C
N	281	273	232	294	488	438	402	321	441	762	1040	816	592	523	395	379	939
%	3,3	3,2	2,7	3,4	5,7	5,1	4,7	3,7	5,1	8,8	12,1	9,5	6,9	6,1	4,6	4,4	10,9
V	1,0	1,1	1,2	1,1	0,9	1,1	1,1	1,1	1,3	1,6	2,2	2,6	2,0	1,5	1,5	1,4	0,4

Warunki meteorologiczne w rejonie Stacji Bazowej ZMŚP Wigry w 2020 r. na tle wielolecia

Uzyskane wyniki ze Stacji Bazowej WIGRY w latach 2002-2020 odniesiono do danych wcześniejszych ze Stacji Hydrologiczno-Meteorologicznej IMGW w Suwałkach. Analiza tych pomiarów wskazuje zmiany, jakie zachodzą w klimacie badanego obszaru, a zwłaszcza w wysokości temperatury powietrza i wielkości opadów atmosferycznych. Średnia roczna temperatura w wieloleciu 1981-2010 wynosi 6,8°C. Analizując zmiany temperatury w ostatnich 19 latach (2002-2020) stwierdzono niewielki (nie istotny statystycznie) trend wzrastający, a równanie modelu trendu liniowego wskazuje, że średnia roczna temperatura powietrza z roku na rok wzrastała przeciętnie o ok. 0,08°C, czyli o 0,8 stopnia co 10 lat (Ryc. 3.1.14). Wyznaczona linia trendu wielomianowego pokazuje dynamikę zmian wartości temperatury w czasie.



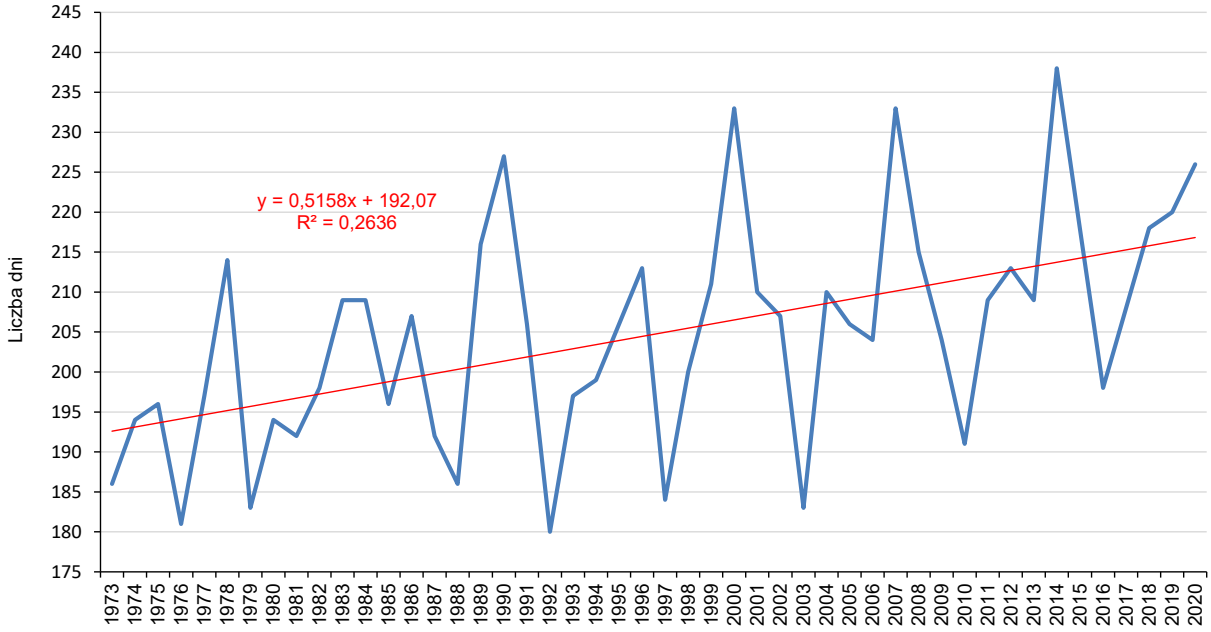
Ryc. 3.1.14. Przebieg temperatury powietrza i opadów atmosferycznych w Stacji Bazowej WIGRY, w okresie 2002-2020

W przypadku opadów atmosferycznych zmiany jakie zachodzą w ich wielkości w ostatnich kilkunastu latach nie są tak dobrze widoczne, zwłaszcza po ostatnich kilku latach bardzo zróżnicowanych pod względem wielkości opadów. W roku 2020 na stacji Wigry spadło od 15% (IV) do 166% (VI) normy opadowej. Opad powyżej normy notowany był również w lutym (127%), maju (155%), sierpniu (128%) i październiku (13%).

Średnia roczna suma opadów za okres 1971-2001 wynosi 591,2 mm i jest o 35 mm niższa niż dla wielolecia 1981-2010 (556,2 mm). W okresie ostatnich 19 lat średnia suma opadów była równa 586,9 mm. W roku 2020 nastąpił znaczny spadek wielkości opadów w stosunku do wielolecia 1971-2001 (o 74 mm) oraz nieco mniejszy spadek ilości opadów w porównaniu do wielolecia 1981-2010 (o 39 mm). Zmiany wielkości opadów w okresie 2002-2020 nie układają się

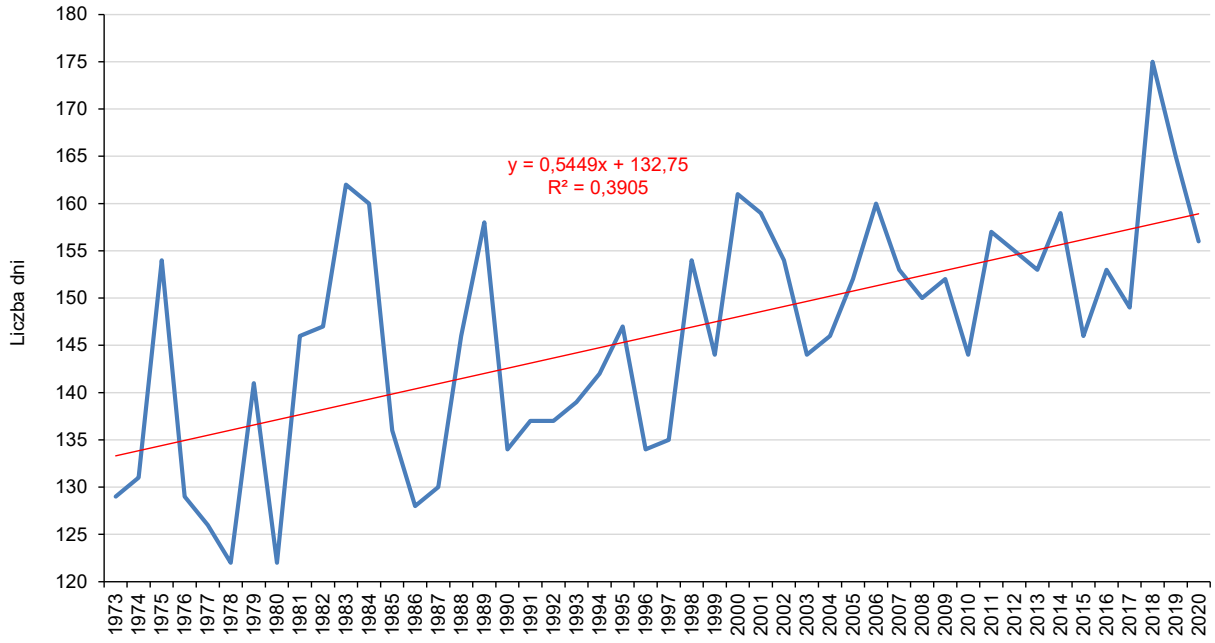
w statystycznie istotne trendy, ale zaznaczył się niewielki spadek rocznej sumy opadów o ok. 3,5 mm rocznie, czyli 35 mm/10 lat (Ryc. 3.1.14).

Znacznie wyraźniejsze zmiany nastąpiły w długości trwania okresu wegetacyjnego. Jak podaje Krużel i in.(2015) w poprzedniej normie klimatycznej obejmującej lata 1971-2000 czas trwania okresu wegetacyjnego w okolicach Suwałk wyniósł 197 dni. Natomiast w kolejnej, aktualnej normie za lata 1981-2010 średnio długość okresu wegetacyjnego w okolicach Suwałk wzrosła do 203 dni. Średni czas okresu wegetacyjnego obliczony dla okresu 1981-2010 wydłużył się średnio o 6 dni względem okresu poprzedniego, podczas gdy średni czas trwania okresu wegetacyjnego dla Polski wydłużył się o 4 dni w stosunku do lat 1971-2000 (Krużel i in. 2015). Biorąc pod uwagę dane ze Stacji Bazowej Wigry za okres 2002-2019 średnia długość okresu wegetacyjnego wzrosła w tych latach do 211 dni, czyli o kolejne 8 dni więcej względem aktualnej normy klimatycznej. Zmiany długości okresu wegetacyjnego w latach 1973-2020 przedstawia rycina 3.1.15. Stwierdzona tendencja wydłużania się okresu wegetacyjnego na badanym obszarze jest podobna do danych dla całego kraju (Szwejkowski i in. 2008, Nieróbca i in. 2013, Tomczyk, Szyga-Pluta 2016).



Ryc. 3.1.15. Zmiany długości okresu wegetacyjnego w okresie 1973-2020 (lata kalendarzowe)

Widoczne są również zmiany w długości okresu intensywnej wegetacji (dni ze średnią temperaturą ≥ 10,0°C). W wieloleciu 1981-2010 okres ten trwał średnio 146 dni, a w okresie 2002-2019 wydłużał się do 154 dni (Ryc. 3.1.16). Wydłużanie się okresu wegetacyjnego, a zwłaszcza okresu intensywnej wegetacji, może mieć znaczący wpływ na rozwój roślin o dużych wymaganiach cieplnych. Wśród nich mogą znajdować się również inwazyjne gatunki roślin obcego pochodzenia.



Ryc. 3.1.16. Zmiany długości okresu intensywnej wegetacji w okresie 1973-2020 (lata kalendarzowe)

Ekstremalne zjawiska pogodowe

Ekstremalne zjawiska pogodowe mogą mieć duży wpływ na stan środowiska przyrodniczego, w tym na różnorodność gatunkową organizmów. Do takich zjawisk należą m.in. fale upałów i mrozów. Mogą one bardzo niekorzystnie wpływać na człowieka oraz środowisko przyrodnicze. Większość roślin i zwierząt źle znosi ekstremalne temperatury, co może prowadzić np. do spadku ich produktywności.

Na obszarze Stacji Bazowej WIGRY, w okresie 2002-2020, stwierdzono występowanie zjawisk ekstremalnych, które dotyczyły głównie temperatury powietrza i opadów atmosferycznych. Rok hydrologiczny 2020, podobnie jak rok poprzedni, był pod względem termiczno-opadowym, rokiem anomalnie ciepłym i normalnym, ze średnią temperaturą 9,1°C (najwyższą w całym okresie badań) i sumą opadów 517,2 mm (stanowiącą 93% normy opadowej). Pomimo występujących wysokich temperatur powietrza po raz kolejny (od roku 2018) nie stwierdzono występowania nocy tropikalnych (t_{min}≥20,0°C). Nie wystąpiły też fale upałów, czyli okresów przynajmniej trzech dni występujących jeden po drugim z temperaturą TA_{max} >30°C (Tab. 3.1.16). W roku poprzednim fala upałów wystąpiła tylko raz i trwała 3 dni. W ostatnich latach takie fale upałów występowały i trwały nawet do 6 dni (2015 rok). W minionym roku stwierdzono tylko fale dni gorących, z co najmniej trzema dniami gorącymi (TA_{max} >25°C). Takich okresów było 7, od 10 czerwca do 22 sierpnia. Łącznie obejmowały one 38 dni, a najdłuższy okres trwał 9 dni. W tych okresach najwyższe temperatury dochodziły do 33°C. W poprzednich latach zdarzały się również tak liczne okresy dni gorących, a najdłuższy był w roku

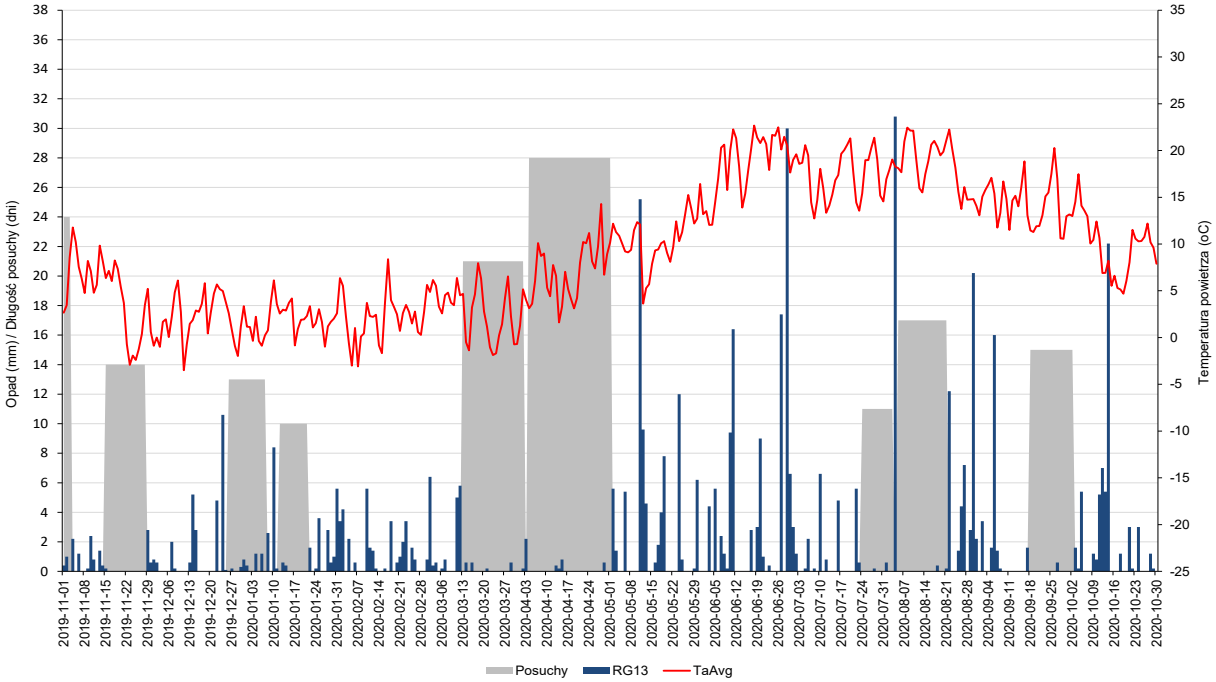
2018 i trwał aż 24 dni (Tab. 3.1.16). W roku 2020, podobnie jak w 2019, nie wystąpiły okresy z temperaturą TA_{min}<-15°C, czyli nie było ani fali silnych ani fali chłodnych dni.

Tab. 3.1.16. Fale upałów, fale dni gorących, fale silnych chłodów i fale chłodów zarejestrowane w latach 2002-2020 (liczba dni w okresach co najmniej 3-dniowych z daną temperaturą maksymalną); LO - liczba okresów, LD - liczba dni, DN_{max} – liczba dni w najdłuższym okresie

Rok	Fale upałów - dni z TA_{max} >30°C			Fale dni gorących - dni z TA_{max} >25°C			Fale silnych chłodów – dni z TA_{min}<-20°C			Fale chłodów – dni z TA_{min}<-15°C		
	LO	LD	DN_{max}	LO	LD	DN_{max}	LO	LD	DN_{max}	LO	LD	DN_{max}
2002	1	5	5	9	56	17	.	.	.	2	6	3
2003	.	.	.	2	25	22	1	3	3	3	14	6
2004	.	.	.	2	11	7	.	.	.	1	6	6
2005	.	.	.	5	27	11	1	4	4	2	10	5
2006	1	6	6	4	28	12	1	6	6	3	15	9
2007	.	.	.	6	37	13	.	.	.	1	4	4
2008	.	.	.	3	12	5	.	.	.	.	.	.
2009	.	.	.	1	3	3	1	3	3	1	3	3
2010	3	10	4	6	33	10	1	5	5	2	10	7
2011	.	.	.	5	20	5	1	6	6	4	16	7
2012	2	6	3	5	27	9	2	11	8	2	14	10
2013	1	3	3	8	41	8	.	.	.	2	12	9
2014	1	4	4	6	43	10	1	4	4	1	5	5
2015	2	10	6	5	32	15	.	.	.	.	.	.
2016	1	3	3	6	29	8	.	.	.	1	6	6
2017	.	.	.	2	8	4	1	3	3	1	4	4
2018	1	5	5	8	56	24	.	.	.	1	11	11
2019	1	3	3	10	45	9	.	.	.	.	.	.
2020	.	.	.	7	38	9	.	.	.	.	.	.

Rok 2020 był pod względem opadowy zaliczany do lat normalnych z sumą opadów atmosferycznych w wysokości 517,2 mm, czyli wyższą od sumy opadów z poprzedniego roku o 44 mm. Pomimo wyższych opadów w roku występowały okresy posuchy, czyli ciągi dni bezopadowych, które mogły być przerywane 1-2 kolejnymi dniami z łącznym opadem równym lub przekraczającym 1,5 mm (Koźmiński 1983). Wyróżnia się posuchę - 9-17 dni bez opadu, umiarkowaną posuchę - 18-28 dni bez opadu oraz długotrwałą posuchę - ponad 28 dni bez opadu (Bac i in. 1993). Stosując powyższe kryterium w 2020 roku stwierdzono 9 okresów posuchy, w tym 3 okresy posuchy umiarkowanej i brak posuchy długotrwałej (w roku 2019 okresów posuchy było w sumie 7). Łącznie okresy posuchy trwały 132 dni, w trakcie których spadło 11,5 mm opadów atmosferycznych, rozłożonych w ciągu 23 dni. Pięć okresów posuchy przypadało na okres wegetacyjny – od kwietnia do października (Ryc. 3.1.17). Pierwszy okres posuchy umiarkowanej

pojawił się już na początku okresu wegetacyjnego – w dniach 13 marca – 2 kwietnia. Kolejny, najdłuższy okres posuch umiarkowanej, wystąpił w dniach od 3 do 30 kwietnia (trwał 28 dni). Najkrótszy okres posuchy umiarkowanej – 3 dni – wystąpił na początku listopada.



Ryc. 3.1.17. Okresy posuchy występujące na Stacji Bazowej WIGRY, na tle wielkości opadów atmosferycznych i temperatury powietrza (rok hydrologiczny 2020)

Charakterystykę ekstremalnych zjawisk pogodowych w 2020 roku przedstawiono poniżej:

Dzień ekstremalnie upalny (tmax>35,0°C) – nie stwierdzono

Dzień ekstremalnie mroźny (tmin≤-30,0°C) – nie stwierdzono

Noc tropikalna (tmin≥20,0°C) – nie stwierdzono

Absolutne maksimum temperatury powietrza: 18.06.2020 r. - średnia dobowa 22,7°C, maksymalna w ciągu doby 30,4°C – 8.08.2020 r.

Absolutne minimum temperatury powietrza: 11.12.2019 r. - średnia dobowa -3,6°C, minimalna w ciągu doby -9,7ºC - 24.03.2020 r.

Skrajne daty przymrozków: pierwszy – brak a ostatni 15.05.2020 r.

Maksymalny opad godzinny: 16,6 mm w dniu 29.06.2020 r.

Maksymalny opad dobowy: 30,8 mm w dniu 4.08.2020 r.

Liczba dni z opadem ≥30,0 mm – 2 dni - 29.06.2020 r. (30,0 mm) i 4.08.2020 r. (30,8 mm)

Okresy posuchy długotrwałej - brak opadów przez co najmniej 28 dni – nie stwierdzono

Liczba dni z pokrywą śniegu: 7 (pierwszy dzień ze śniegiem – 1.12.2019 r., ostatni dzień z zalegającym śniegiem – 12.05.2020 r., maksymalna wysokość pokrywy śniegu 5 cm – 6.01.2020 r.)

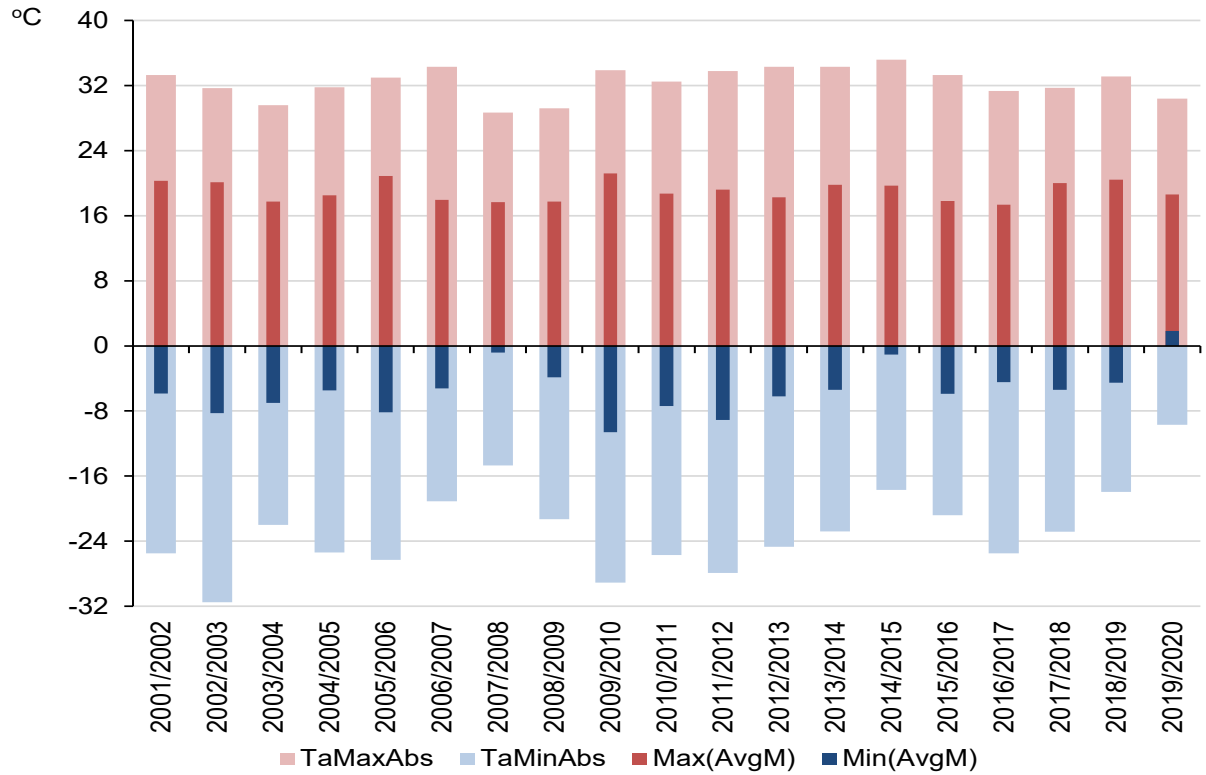
Gwałtowne zmiany ciśnienia atmosferycznego o (±24 hPa/dobę) – 1 przypadek -24,8 hPa w dniu 14.03.2020 r.

Minimalna wartość ciśnienia atmosferycznego – 965,8 hPa

Maksymalna wartość ciśnienia atmosferycznego – 1022,9 hPa

Podsumowanie

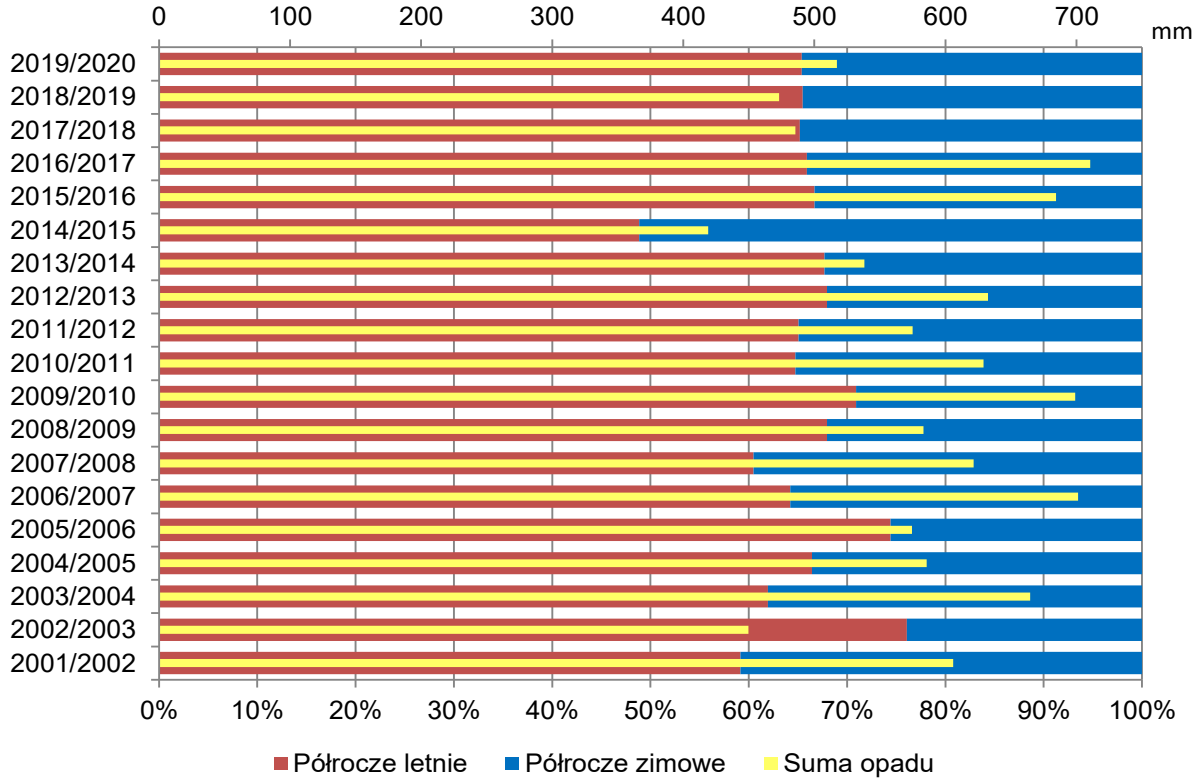
Rok hydrologiczny 2020 pod względem ilości opadów był zaklasyfikowany jako normalny – z sumą opadów równa 517,2 mm. Wielkość opadów w badanym roku nadal była niższa o 39 mm od wielolecia 1981-2010. Natomiast względem roku hydrologicznego 2019 nastąpił wzrost opadów o 44 mm. Rok 2020 charakteryzował się średnią temperaturą powietrza równa 9,1°C. Był to, po raz pierwszy od roku 2002 rok, rok anomalnie ciepły, z najwyższą średnią temperaturą w całym okresie badań. Najcieplejszy dzień wystąpił w czerwcu, ze średnią temperaturą 22,7°C a maksymalną temperaturą chwilową równą 33,1°C odnotowano w sierpniu. Najchłodniejszy dzień wystąpił w styczniu, ze średnią temperaturą -3,6°C, a minimalna temperatura chwilowa (-9,7°C) wystąpiła w miesiącu marcu. Wartość amplitudy rocznej, pomiędzy najcieplejszym i najchłodniejszym miesiącem roku, wyniosła 16,8°C i była to najmniejsza amplituda od początku badań (Ryc. 3.1.18). Należy podkreślić, że od momentu prowadzenia badań (tj. od 2002 roku) po raz pierwszy nie było w roku hydrologicznym żadnego miesiąca z ujemną średnią temperaturą miesięczną.



Ryc. 3.1.18. Amplituda roczna pomiędzy najcieplejszym i najchłodniejszym miesiącem w roku, w latach 2002-2020

Podobnie jak w roku poprzednim, w roku 2020 opady atmosferyczne były nierówno rozłożone pomiędzy półroczem letnim i zimowym (Ryc. 3.1.19). Suma opadów w półroczu letnim

wyniosła 385,6 mm, co stanowiło aż 75% opadu rocznego. Dość niskie opady atmosferyczne spowodowały częste występowanie okresów posuchy, które łącznie trwały przez 132 dni.



Ryc. 3.1.19. Udział procentowy i wielkości opadów atmosferycznych w półroczu zimowym i letnim, w latach 2002-2020

3.2. Zanieczyszczenie powietrza

W badaniach chemizmu powietrza atmosferycznego określano miesięczne stężenia dwutlenku siarki (SO_2) i dwutlenku azotu (NO_2) metodą pasywną. Uzyskane wyniki, na tle wyników z wielolecia (od 2003 roku), przedstawia tabela 3.2.1.

Tab. 3.2.1. Średnie miesięczne stężenia zanieczyszczeń powietrza na Stacji Bazowej WIGRY, w 2020 roku

Miesiąc	**SO_2**	**NO_2**
	$\mu g\ m^{-3}$	
listopad 2019	4,3	9,0
grudzień 2019	5,7	10,0
styczeń 2020	5,7	10,3
luty 2020	4,3	8,7
marzec 2020	3,3	3,0
kwiecień 2020	3,0	3,3
maj 2020	2,7	4,0
czerwiec 2020	1,7	3,3
lipiec 2020	1,0	3,7
sierpień 2020	1,3	5,0
wrzesień 2020	1,7	8,0
październik 2020	2,7	9,3
Rok hydrologiczny 2020		
Kompletność [%]	100	100

Średnia arytmetyczna	3,1	6,5
SD	1,6	3,0
MAX	5,7	10,3
MIN	1,0	3,0
Ilość wyników poniżej progu wykrywalności	0	0
Wielolecie z lat hydrologicznych 2003-2019		
Średnia arytmetyczna	1,8	5,8
Kompletność [%]	100	100
SD	1,5	3,1
MAX	7,3	20,7
MIN	0,0	0,0
Ilość wyników poniżej progu wykrywalności	17	2

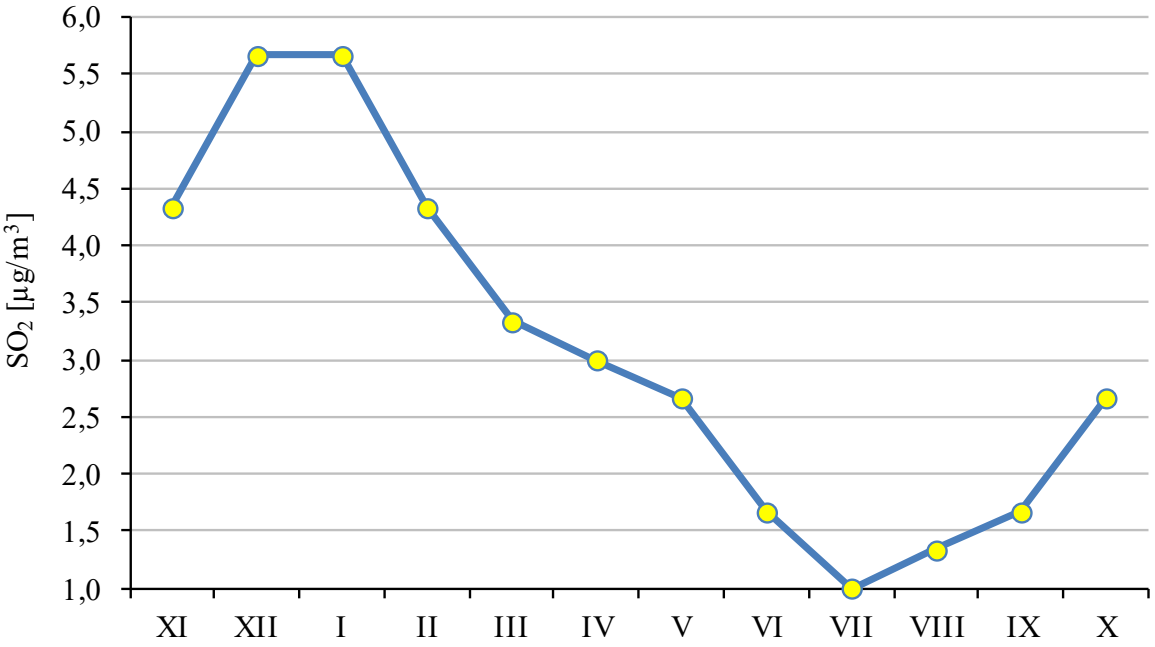
3.2.1. Dwutlenek siarki

W roku hydrologicznym 2020 średnie stężenie dwutlenku siarki (SO_2) w powietrzu atmosferycznym wynosiło 3,1 µg m^{-3} i było identyczne jak w poprzednim roku (Tab. 3.2.2). Najniższe średnie miesięczne stężenia tego gazu, podobnie jak w 2019 roku, zanotowano w miesiącach letnich – w lipcu (1,0 µg m^{-3}) i w sierpniu (1,3 µg m^{-3}). Są to wartości niższe niż dwa lata temu (1,7 µg m^{-3}) o 42% i 24%. Najwyższe stężenie SO_2 zarejestrowano, tak jak w roku poprzednim, w grudniu, osiągnęło ono taką samą wartość dla tego miesiąca (5,7 µg m^{-3}) oraz w styczniu (stężenie gazu identyczne jak w grudniu). Przebieg zmian średnich miesięcznych stężeń SO_2 przedstawia tabela 3.2.1 i rycina 3.2.1.

Tab. 3.2.2. Zanieczyszczenie powietrza – średnie roczne stężenia dla dostępnych lat hydrologicznych, w Stacji Bazowej WIGRY

Rok	S-SO_2	SO_2	N-NO_2	NO_2
	[µg m^{-3}]			
Rok hydrologiczny				
2003	0,8	1,6	1,3	4,4
2004	1,0	1,9	1,3	4,3
2005	1,0	1,9	1,1	3,7
2006	1,0	1,9	1,7	5,6
2007	0,5	1,0	2,1	6,8
2008	0,5	1,0	2,1	6,8
2009	0,4	0,7	2,0	6,5
2010	0,0	0,0	1,4	4,5
2011	0,3	0,5	2,3	7,6
2012	0,7	1,3	2,6	8,6
2013	1,2	2,4	2,0	6,6
2014	1,2	2,4	1,8	6,1
2015	1,4	2,7	1,4	4,6
2016	1,3	2,6	1,3	4,2
2017	1,5	2,9	1,9	6,3
2018	1,7	3,4	1,9	6,1
2019	1,5	3,1	2,0	6,7
2020	1,6	3,1	2,0	6,5

W roku hydrologicznym 2020 niskie stężenia SO_2 (do 2,0 µg m^{-3}) stwierdzono od czerwca do września, wysokie zaś (powyżej 3,0 µg m^{-3}) od listopada 2019 r. do maja 2020 r. oraz w październiku 2020 r. (Ryc. 3.2.1). Najwyższe stężenia dwutlenku siarki w powietrzu stwierdzono zatem w okresie grzewczym.

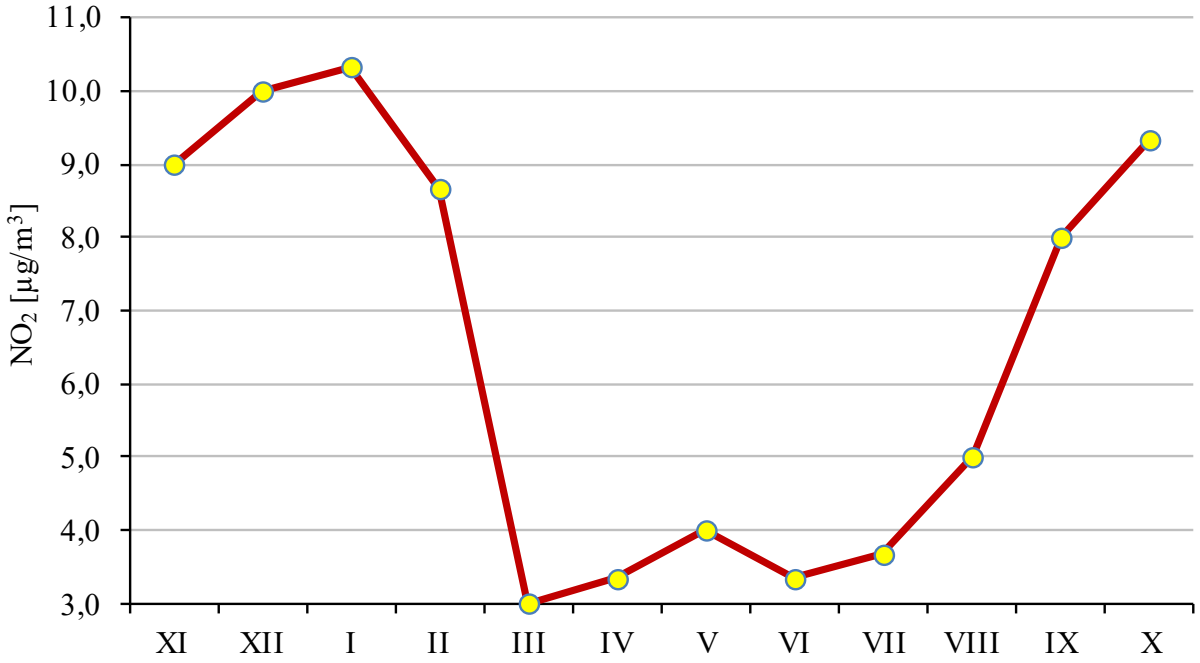


Ryc. 3.2.1. Średnie miesięczne stężenia SO_2 w roku hydrologicznym 2020, w Stacji Bazowej WIGRY (metoda pasywna)

3.2.2. Dwutlenek azotu

W roku hydrologicznym 2020 średnie stężenie dwutlenku azotu wynosiło 6,5 µg m^{-3}, czyli nastąpił nieznaczny spadek tego parametru o około 3% (w poprzednim roku 6,7 µg m^{-3}). Najniższe średnie miesięczne stężenie tego gazu zanotowano w marcu - 3,0 µg m^{-3} (w poprzednim roku w lipcu - 4,0 µg m^{-3}), najwyższe zaś w styczniu 2020 - 10,3 µg m^{-3} i grudniu 2019 - 10,0 µg m^{-3} (w poprzednim roku w listopadzie - 10,0 µg m^{-3}).

Przebieg zmian średnich miesięcznych stężeń NO_2 w badanym roku przedstawia rycina 3.2.2. Niskie wartości stężeń NO_2 (do 4,0 µg m^{-3}) zaobserwowano od marca do lipca 2020 roku, wysokie zaś (powyżej 6,0 µg m^{-3}) wystąpiły od listopada 2019 do lutego 2020 r. oraz we wrześniu i październiku 2020 r. (Ryc. 3.2.2).



Ryc. 3.2.2. Średnie miesięczne stężenia NO_2 w 2020 roku, w Stacji Bazowej WIGRY (metoda pasywna)

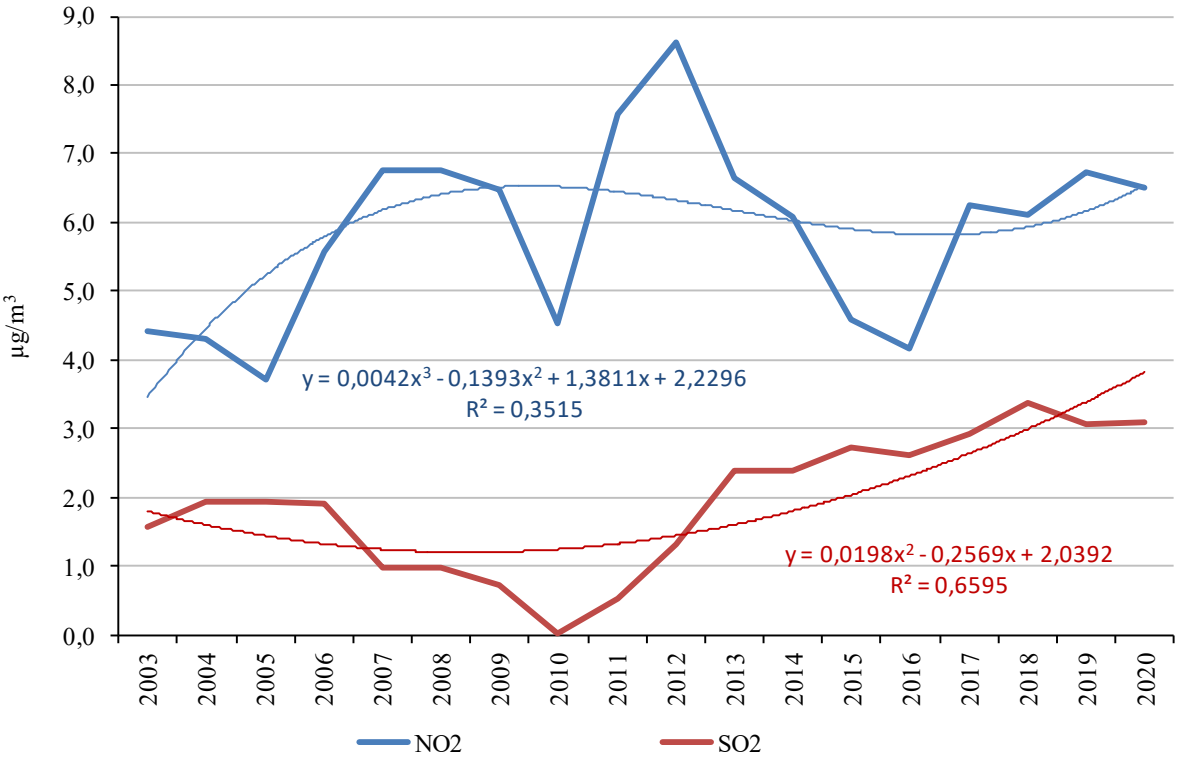
3.2.3. Zanieczyszczenie powietrza – wielolecie

Średnie roczne stężenie SO_2 z okresu 2003-2019 wynosi 1,8 µg m^{-3}, a NO_2 – 5,8 µg m^{-3} (Tab. 3.2.1). Na tym tle wartości średnich rocznych stężeń badanych gazów w 2020 roku są wyższe – w przypadku SO_2 o 42%, a w przypadku NO_2 o około 11%. Analiza przebiegu wieloletnich zmian średniego rocznego stężenia zanieczyszczeń powietrza pokazała, że do roku hydrologicznego 2010 zanieczyszczenie dwutlenkiem siarki sukcesywnie obniżało się. Od tego momentu, w kolejnych latach rejestrowano stopniowy wzrost jego stężenia w powietrzu, od poziomu niewykrywalnego w roku 2010 do wartości 3,4 µg m^{-3} w roku 2018. W ostatnich dwóch latach nastąpił niewielki spadek stężenia dwutlenku siarki do 3,1 µg m^{-3} (Tab. 3.2.1, ryc. 3.2.3). Pomimo tych zmian obecny poziom zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki jest nadal niższy od norm (rozpatrywanych w ujęciu roku kalendarzowego) wymienionych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 roku w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu, określających poziomy dopuszczalne dla niektórych substancji w powietrzu, zróżnicowane ze względu na ochronę zdrowia ludzi oraz ochronę roślin.

W przypadku dwutlenku azotu stwierdzono nieco odmienną sytuację. Stężenia tego gazu wykazywały większe zróżnicowanie w czasie, niż stężenia dwutlenku siarki (Ryc. 3.2.3). Wartości stężeń dwutlenku azotu są bardzo zmienne, w okresie 2003-2005 nastąpił niewielki spadek zanieczyszczenia, następnie przez kolejne dwa lata notowano jego. W latach 2007-2009 stężenie NO_2 ustabilizowało się na poziomie 6,5-6,8 µg m^{-3}, w 2010 roku poziom NO_2 spadł do 4,5 µg m^{-3}, by przez kolejne dwa lata rosnąć do wartości rocznej średniej maksymalnej

w wieloleciu czyli 8,6 µg m^{-3}. Kolejne cztery lata to spadek stężenia tego gazu, a lata 2017-2019 charakteryzowały się stopniowym jego wzrostem. Natomiast w 2020 roku nastąpił niewielki spadek stężenie NO_2. Analizując przebieg średnich rocznych wartości stężeń badanych gazów w całym okresie badań stwierdzono niewielki, statystycznie nieistotny ich wzrost.

Podobnie, jak w przypadku dwutlenku siarki, stwierdzone poziomy stężeń dwutlenku azotu są znacznie niższe od norm wymienionych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu, z dnia 24 sierpnia 2012 roku, określających poziomy dopuszczalne dla niektórych substancji w powietrzu, zróżnicowane ze względu na ochronę zdrowia ludzi oraz ochronę roślin.

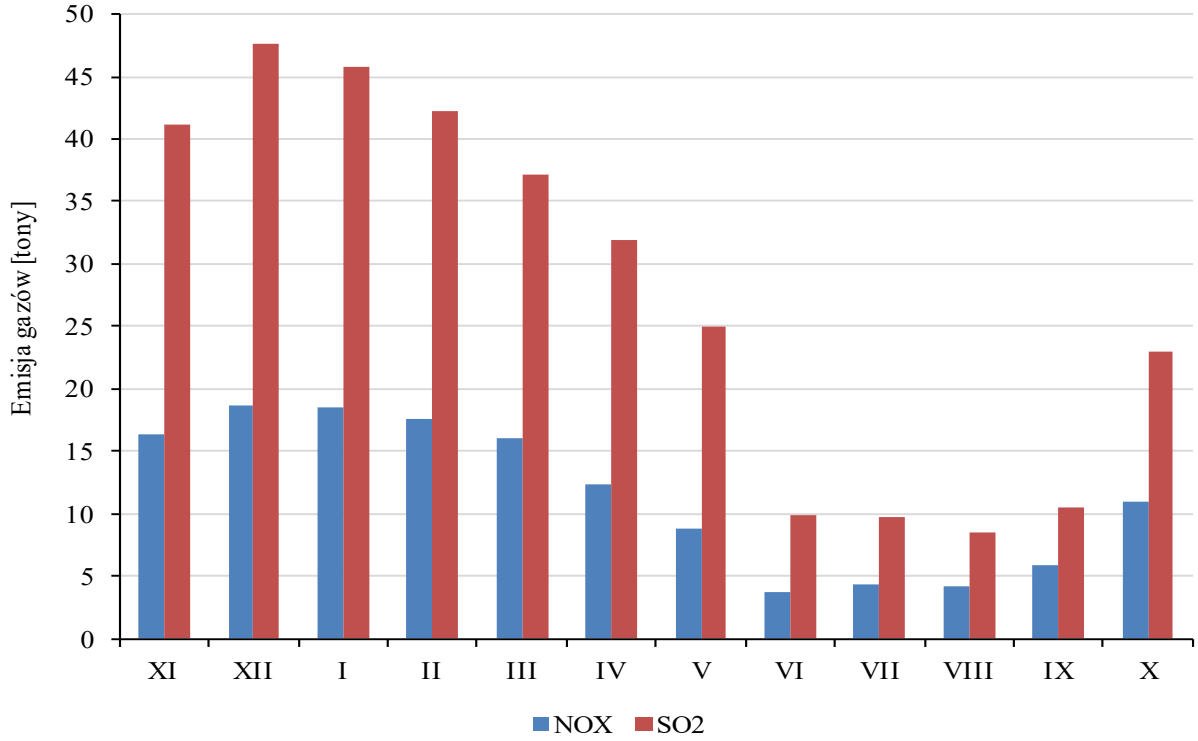


Ryc. 3.2.3. Zmiany stężenia dwutlenku siarki SO_2 i dwutlenku azotu NO_2 w powietrzu (średnie roczne z lat hydrologicznych 2003-2020), w Stacji Bazowej WIGRY

3.2.4. Ruchy mas powietrza i zanieczyszczenia antropogeniczne

W celu szerszego spojrzenia na potencjalne źródła zanieczyszczeń powietrza w rejonie Stacji Bazowej WIGRY wykorzystano program modelowania ruchu mas powietrza Flextra, opracowany przez Norweski Instytut Badań Powietrza NILU. Z przeprowadzonych symulacji wynika, że w 2020 roku (podobnie jak w roku poprzednim) głównymi kierunkami, z których napływały nad obszar zlewni badawczej masy powietrza były: zachód i północny-zachód oraz północ. Taki układ kierunków może wskazywać, że źródłem zanieczyszczeń powietrza na badanym obszarze może być miasto Suwałki oraz bardziej uprzemysłowione rejony zachodniej Polski i Europy.

Wielkości emisji SO_2 i NO_x w roku 2020 z instalacji ciepłowniczych zlokalizowanych na terenie miasta Suwałki, należących do Przedsiębiorstwa Energetyki Cieplnej w Suwałkach, wskazują, że może to być główne źródło zanieczyszczeń powietrza rejestrowanych w ogródku meteorologicznym w Sobolewie. W ostatnim roku zauważono, że emisja SO_2 przewyższa emisję NO_x (w poprzednim roku sytuacja wyglądała odwrotnie). Największe ilości dwutlenku siarki (>40 tony/m-c) i tlenków azotu (>15 ton/m-c) zostały uwolnione do atmosfery przez Ciepłownię w miesiącach jesienno-zimowych (Ryc. 3.2.4), co pokrywa się z ilością tych związków zaabsorbowanych przez czujniki pasywne w Sobolewie. Podobnie, jak w poprzednich latach stwierdzono wyraźnie wyższe stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu poza okresem letnim, co ma związek ze zwiększoną emisją gazów podczas okresu grzewczego.

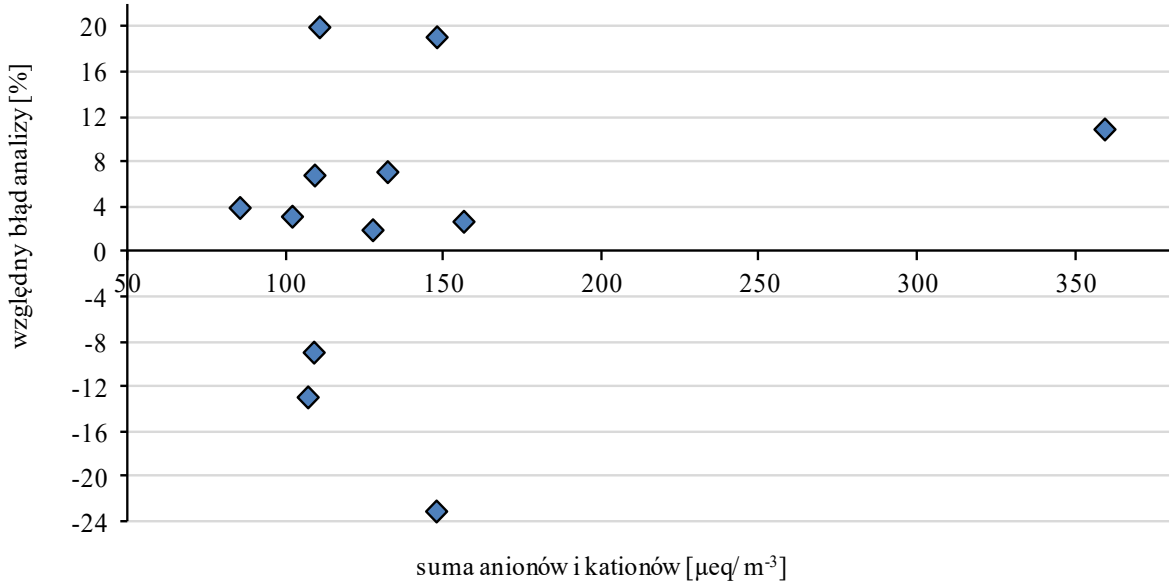


Ryc. 3.2.4. Wielkość emisji dwutlenku siarki i tlenków azotu przez instalacje ciepłownicze Przedsiębiorstwa Energetyki Cieplnej w Suwałkach, w 2020 roku

3.3. Chemizm opadów atmosferycznych

Uzyskane wyniki składu chemicznego dwunastu prób wód opadowych poddano ocenie poprawności wykonanych analiz chemicznych. Ocenę przeprowadzono poprzez określenie zgodności sumy równoważników kationów z sumą równoważników anionów i wyliczenie względnego błędu w analizie. Suma kationów i anionów mieściła się w zakresie od 85 do 359 µeq dm^{-3}. Dla próbek o sumie jonów do 100 µeq dm^{-3} dopuszcza się różnicę 30% pomiędzy stężeniami anionów i kationów, a dla sumy jonów pomiędzy 100 a 500 µeq dm^{-3} - 15%. Przeprowadzony bilans jonowy dla próbek opadów, dla których wykonano w roku hydrologicznym 2020 komplet oznaczeń podstawowych składników, wykazał, że dla dziesięciu

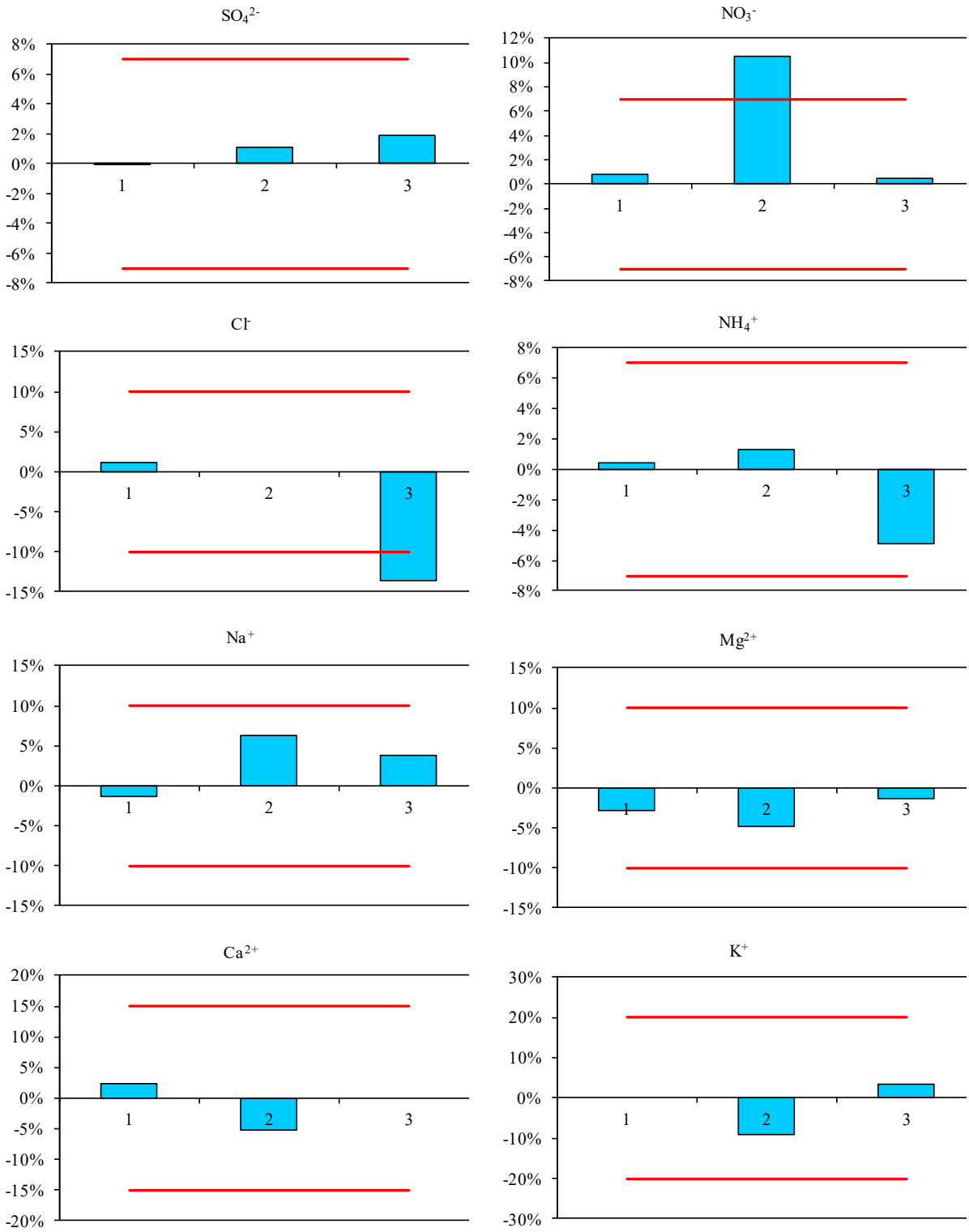
z dwunastu próbek względny błąd analizy mieścił się w dopuszczalnych granicach. Interpretację graficzną bilansu jonowego przedstawiono na rycinie 3.3.1.



Ryc. 3.3.1. Względny błąd analizy próbek opadów atmosferycznych, w 2020 roku

Innym elementem kontroli jakości prowadzonych badań był udział w porównaniach międzylaboratoryjnych. Dla Stacji Bazowej WIGRY analizy próbek opadów wykonywało Centralne Laboratorium Analiz Środowiskowych CentLab IOŚ-PIB i właśnie ono podlegało kontroli w 2020 roku. Rezultaty kontroli jakości analiz wykazały, że względne różnice pomiędzy wynikami uzyskanymi w laboratorium, a wartościami najbardziej prawdopodobnymi osiągnęły od -14% do 11% (Ryc. 3.3.2). Z pośród 30 wyników porównań, 28 można uznać za zadowalające. Dwa wyniki były niezadowalające - dotyczyły jonu azotanowego i chlorkowego. Jeden wynik (oznaczenie Cl^-) podano jako poniżej granicy oznaczalności.

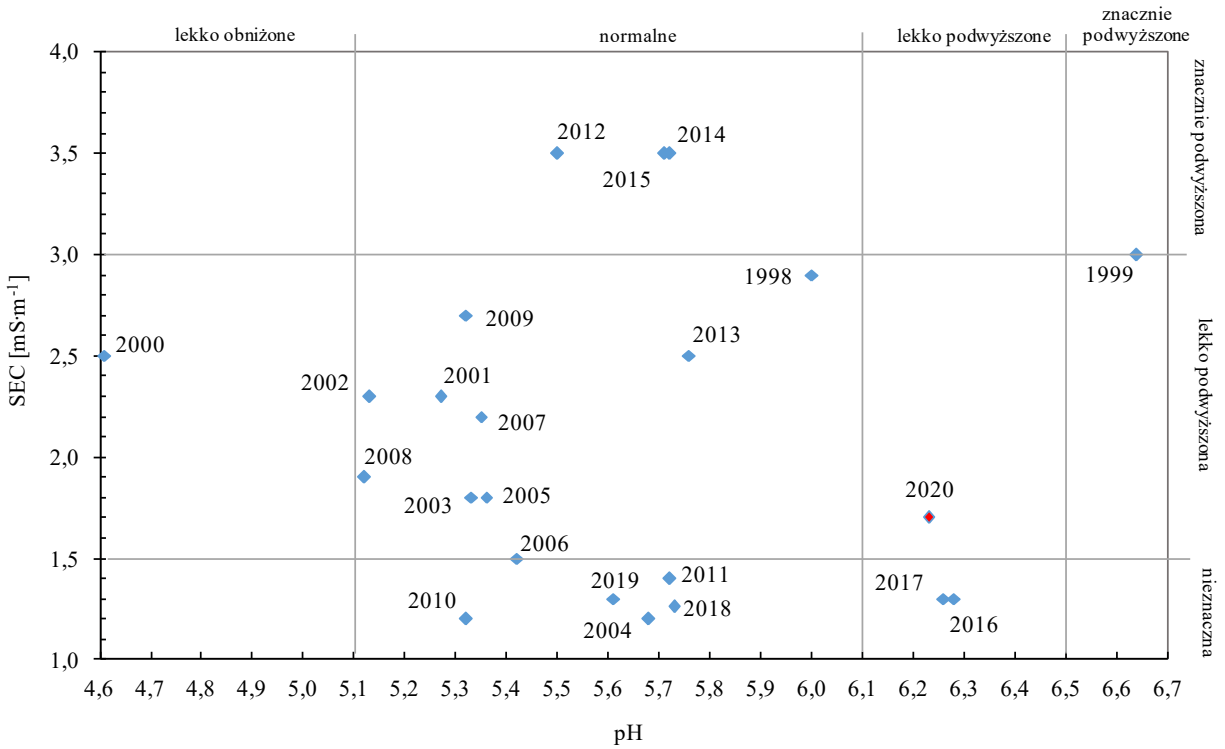
W roku 2020 średnia roczna wartość pH mokrego opadu atmosferycznego wynosiła 6,23, a w poprzednim roku 5,61 (Tab. 3.3.1). Według klasyfikacji Jansena i in. (1988) opady mają zatem odczyn lekko podwyższony (Ryc. 3.3.3) – natomiast w roku poprzednim odczyn opadów atmosferycznych zaklasyfikowano jako normalny. Zmiany odczynu w trakcie całego roku wahają się od 5,66 w styczniu (odczyn normalny) do 7,20 w kwietniu (odczyn znacznie podwyższony). Odczyn podwyższony i znacznie podwyższony charakteryzował opady od kwietnia do września oraz w listopadzie 2019 r. W pozostałych miesiącach opad ma odczyn normalny. Przebieg i poziom zmienności średnich miesięcznych wartości pH ilustruje rycina 3.3.4.



Ryc. 3.3.2. Względne odchylenia wyników uzyskanych w 2020 roku ramach porównania międzylaboratoryjnego od wartości oczekiwanych na tle wartości kryterialnych

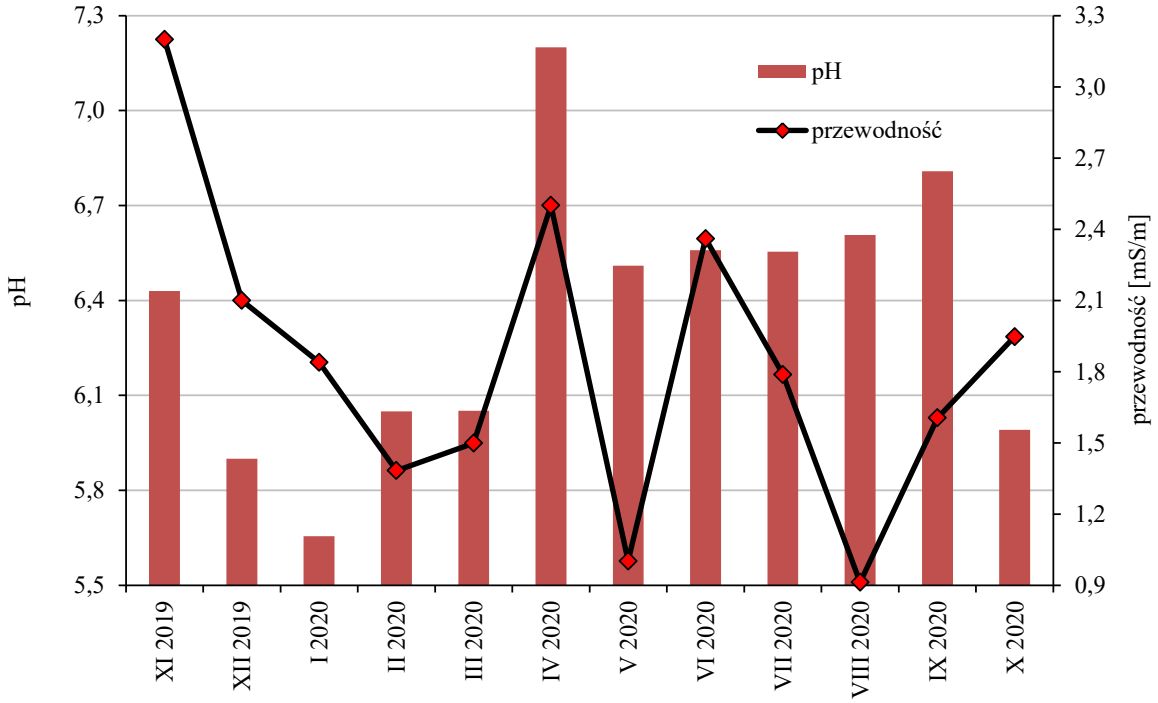
W ciągu całego roku prawie 32% tygodniowych opadów atmosferycznych charakteryzuje się odczynem normalnym (5,1-6,0). Jedynie 4% opadów wykazuje kwasowość lekko obniżoną. Natomiast najwięcej pomiarów odczynu opadu wykazuje wartości lekko podwyższone (6,1-6,5) oraz znacznie podwyższone (≥6,5), łącznie prawie 64% przypadków (Ryc. 3.3.5). W przekroju

całego okresu badań (od 1999 roku), w ujęciu miesięcznym, przeważały opady o odczynie normalnym – stanowiły one prawie 46% wszystkich opadów miesięcznych (Ryc. 3.3.6). Odczynem podwyższonym i znacznie podwyższonym charakteryzowało się łącznie prawie 34% opadów, lekko obniżonym ponad 15%, a niecałe 5% odczynem znacznie obniżonym i silnie obniżonym.

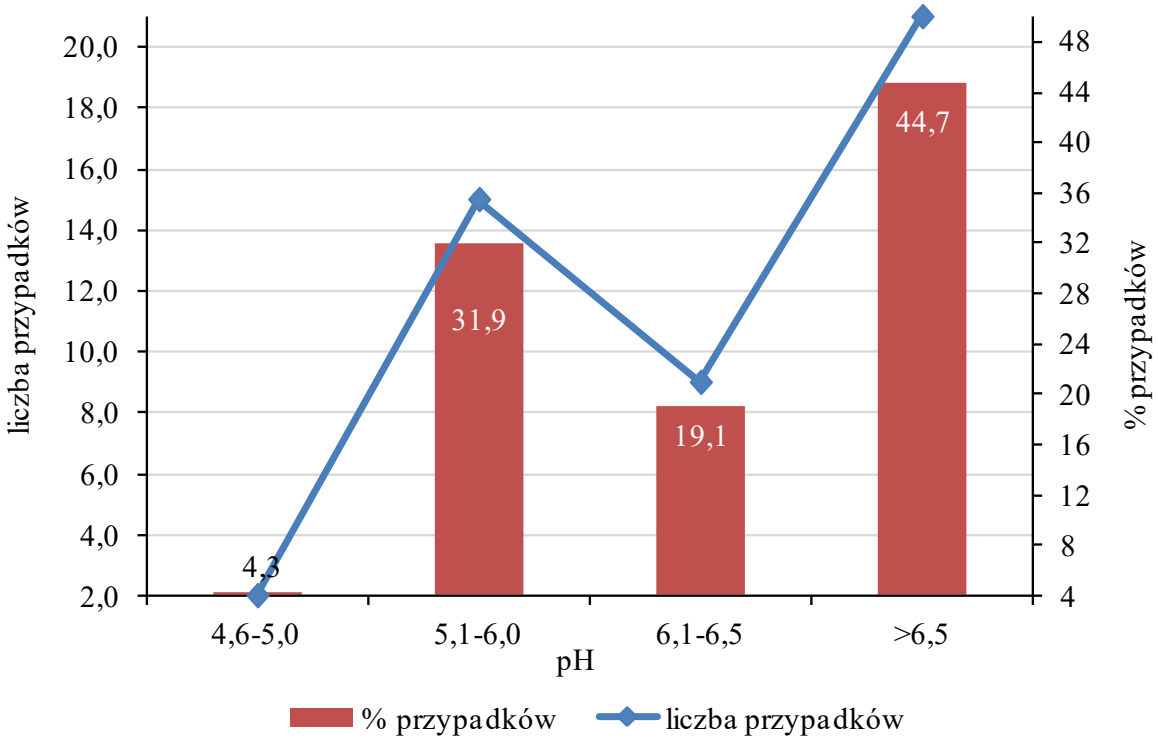


Ryc. 3.3.3. Odczyn i przewodność elektrolityczna właściwa opadów w latach hydrologicznych 1998-2020, w Stacji Bazowej WIGRY

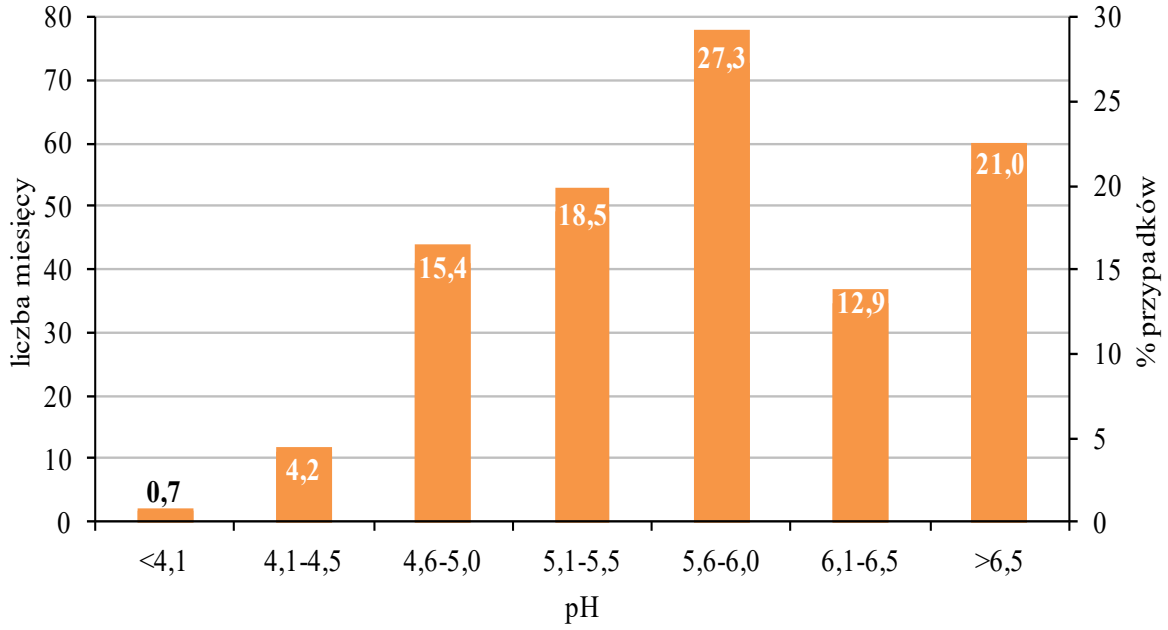
Od 2000 roku, kiedy wartość średnia roczna odczynu opadów zmniejszyła się z 6,64 do 4,61 (z odczynu podwyższonego do lekko obniżonego), niemal stale obserwuje się wzrost wartości pH. Analizując przebieg tych zmian, dla tego okresu badań, stwierdzono wyraźną tendencję wzrostową (Ryc. 3.3.7). Średnia wartość pH wzrastała przeciętnie o około 0,5 jednostki na 10 lat. Średnie miesięczne wartości z całego okresu badań wyraźnie też obniżały się w okresie zimowym (XII-III), osiągając najniższą wartość w grudniu i lutym - pH=4,76 i 4,75. Średnia miesięczna wartość przewodności elektrolitycznej w pierwszym półroczu roku hydrologicznego utrzymywała się na wysokim poziomie ponad 2,1 mS/cm (maksymalnie 2,8 mS/cm w marcu), natomiast od czerwca jej wartość zaczęła stopniowo spadać, osiągając najniższą wartość w październiku – 1,5 mS/cm (Ryc. 3.3.8).



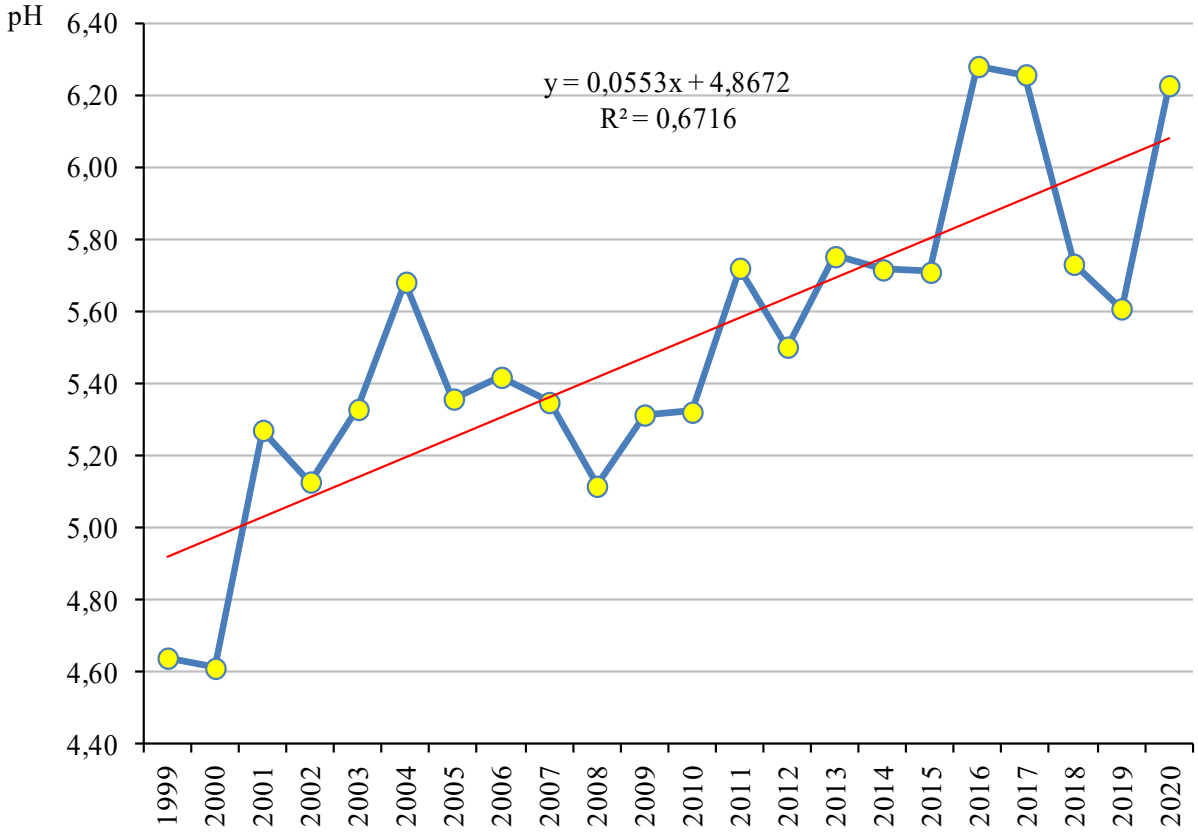
Ryc. 3.3.4. Średnie miesięczne wartości pH i przewodności opadów w roku hydrologicznym 2020, w Stacji Bazowej WIGRY



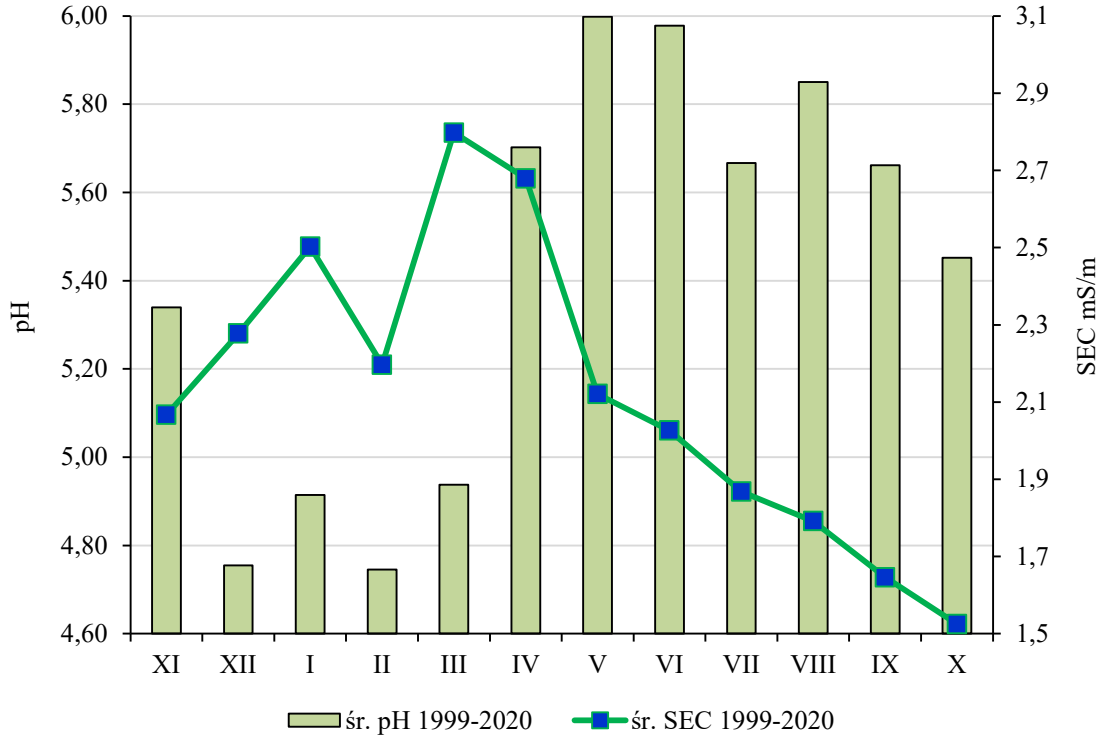
Ryc. 3.3.5. Częstość występowania tygodniowych opadów atmosferycznych o określonym odczynie w roku hydrologicznym 2020, w Stacji Bazowej WIGRY



Ryc. 3.3.6. Częstość występowania miesięcznych opadów atmosferycznych o określonym odczynie w wieloleciu 1999-2020, w Stacji Bazowej WIGRY



Ryc. 3.3.7. Przebieg średnich miesięcznych wartości pH opadów atmosferycznych w latach 1999-2020, w Stacji Bazowej WIGRY

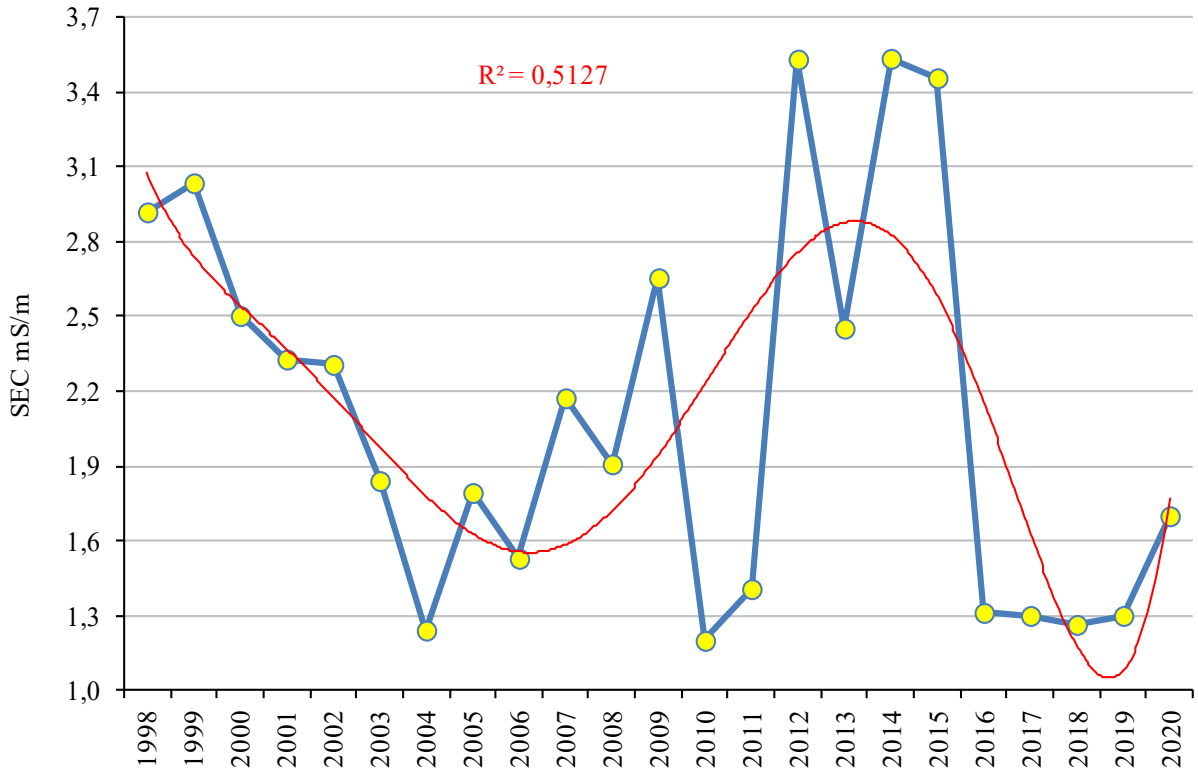


Ryc. 3.3.8. Średnie miesięczne wartości pH i przewodności opadów w wieloleciu 1999-2020, w Stacji Bazowej WIGRY

W 2020 roku średnia wartość przewodności elektrolitycznej wód opadowych wynosiła 1,7 mS m^{-1} czyli była o 24% wyższa w stosunku do roku poprzedniego (Tab. 3.3.1). Wartość ta, wg klasyfikacji Jansena i in. (1988), charakteryzuje opad atmosferyczny jako wodę o lekko podwyższonej przewodności. Najwyższą wartość przewodności elektrolitycznej zanotowano w listopadzie 2019 - 3,2 mS m^{-1} (rok wcześniej listopad charakteryzował się najniższą przewodnością elektrolityczną w roku hydrologicznym - 0,9 mS m^{-1}) i kwietniu - 2,5 mS m^{-1} (wynik taki sam dla tego miesiąca jak rok 2019), najmniejszą zaś - w sierpniu (0,9 mS m^{-1}). Przebieg miesięcznych wartości odczynu i przewodności elektrolitycznej opadu atmosferycznego przedstawia rycina 3.3.4.

Przebieg średnich rocznych wartości przewodności opadów atmosferycznych w okresie 1998-2020 jest bardzo zmienny. W tym okresie średnie roczne wartości przewodności elektrolitycznej opadów atmosferycznych zmieniały się w zakresie od 1,2 mS m^{-1} w 2004 i 2010 roku do 3,5 mS m^{-1} w latach 2012, 2014 i 2015. W latach 2016-2019 zarejestrowano znaczne obniżenie wartości przewodności opadów, w stosunku do poprzednich lat (Tab. 3.3.1), natomiast ostatni rok odznaczył się wyraźnym jej wzrostem (Ryc. 3.3.9).

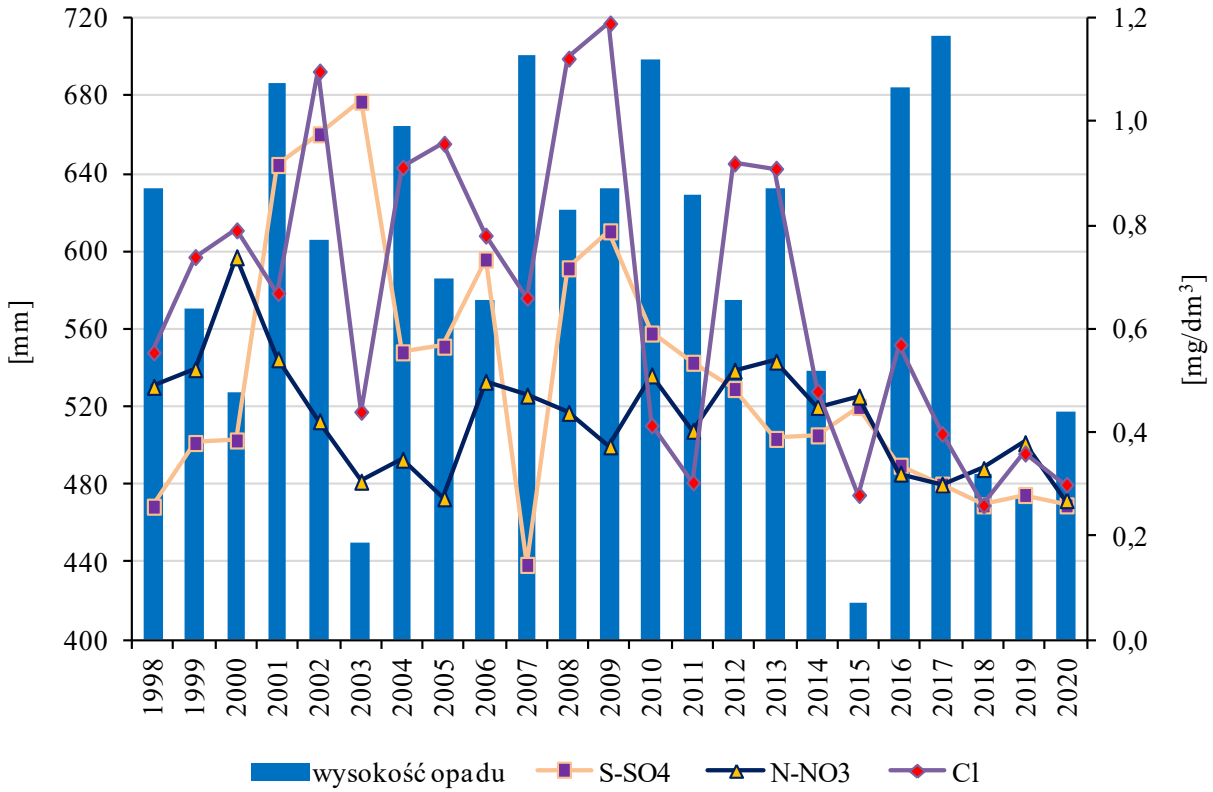
Spośród badanych zanieczyszczeń w opadach atmosferycznych w minionym roku stwierdzono, w stosunku do roku poprzedniego, niewielkie wzrosty wartości średnich stężeń rocznych kationów, największe różnice występują w przypadku stężeń jonu amonowego - wzrost z 0,44 mg dm^{-3} do 0,52 mg dm^{-3}.



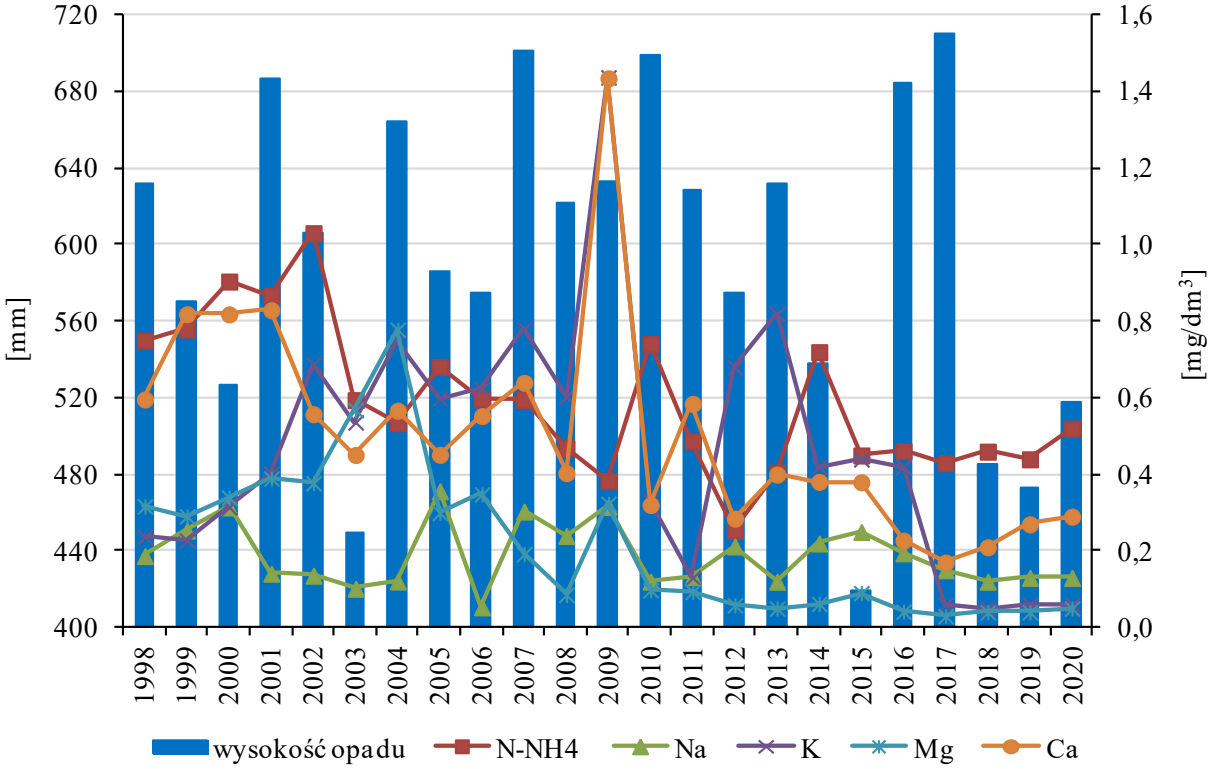
Ryc. 3.3.9. Przebieg średnich miesięcznych wartości przewodności opadów atmosferycznych w latach 1998-2020, w Stacji Bazowej WIGRY

Natomiast w przypadku anionów wystąpiły spadki średnich rocznych stężeń w stosunku do roku poprzedniego – obniżenie stężenia jonu azotanowego z 0,38 mg dm^{-3} do 0,27 mg dm^{-3}. Nieduże spadki stężeń zauważono w przypadku siarki siarczanowej (od 0,28 mg dm^{-3} do 0,26 mg dm^{-3}) i chloru (od 0,36 mg dm^{-3} do 0,30 mg dm^{-3}), pozostałe składniki opadu atmosferycznego były na poziomach zbliżonych do roku poprzedniego (Tab. 3.3.1, Ryc. 3.3.10 i 3.3.11).

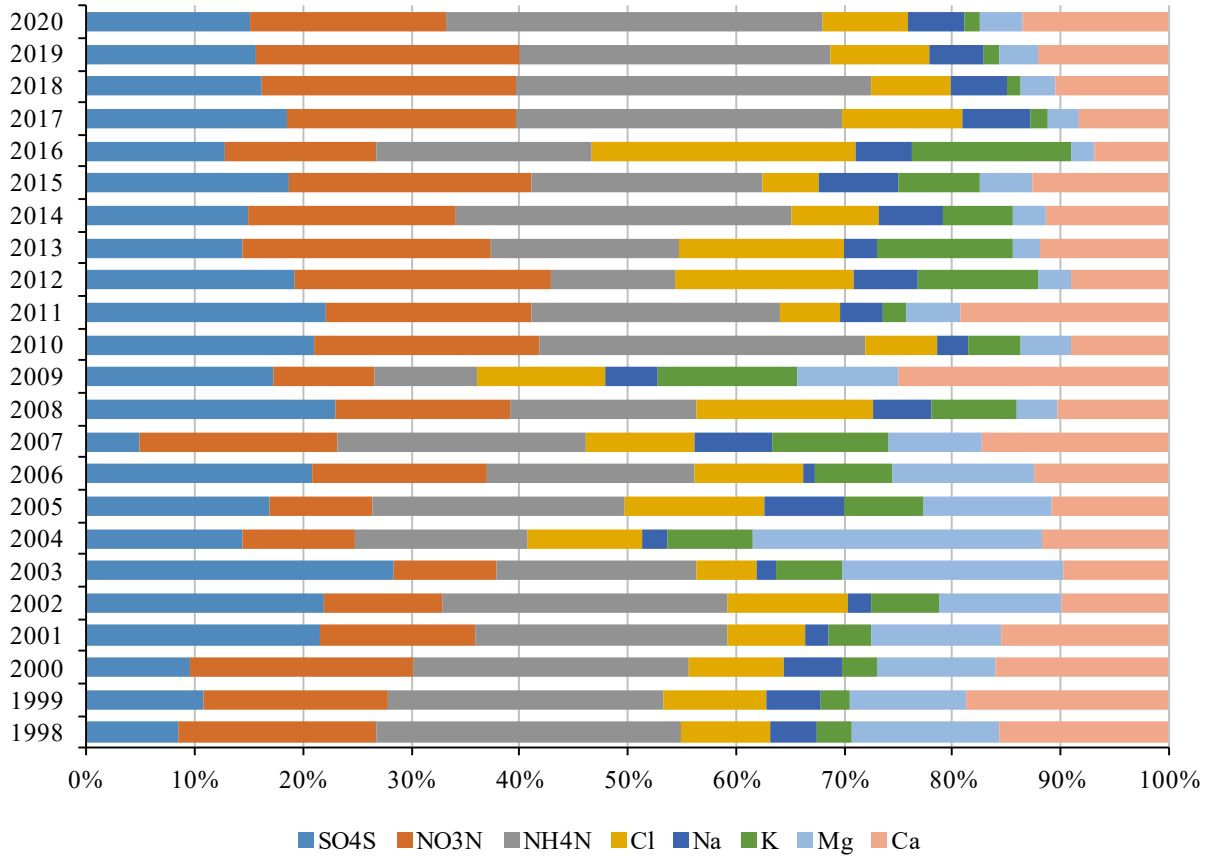
Analizując udział procentowy składników opadu atmosferycznego w minionych latach hydrologicznych, a zwłaszcza do 2010 roku, stwierdzono wyraźny trend spadkowy jonów siarkowych i magnezowych (Ryc. 3.3.10-3.3.12). Udziały procentowe jonów sodowych, magnezowych i potasowych w 2020 roku były na takim samym poziomie, jak w roku poprzednim. Zauważono spadek udziału procentowego azotu azotanowego, siarki siarczanowej i chlorków w wodach opadowych w stosunku do roku poprzedniego. Wzrost udziału procentowego badanych składników, względem roku ubiegłego, zauważono w przypadku azotu amonowego i wapnia.



Ryc. 3.3.10. Zmiany średnich miesięcznych stężeń badanych anionów w opadach atmosferycznych w latach 1998-2020, na tle wielkości opadów, w Stacji Bazowej WIGRY

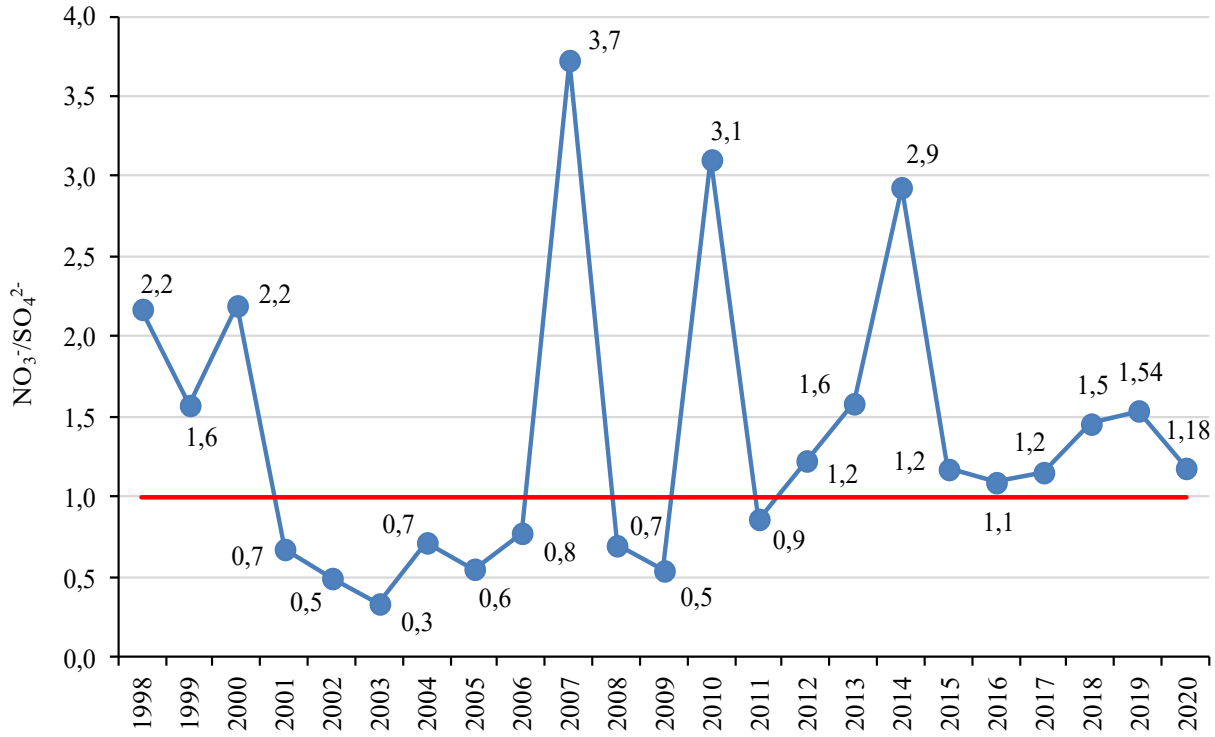


Ryc. 3.3.11. Zmiany średnich miesięcznych stężeń badanych kationów w opadach atmosferycznych w latach 1998-2020, na tle wielkości opadów, w Stacji Bazowej WIGRY

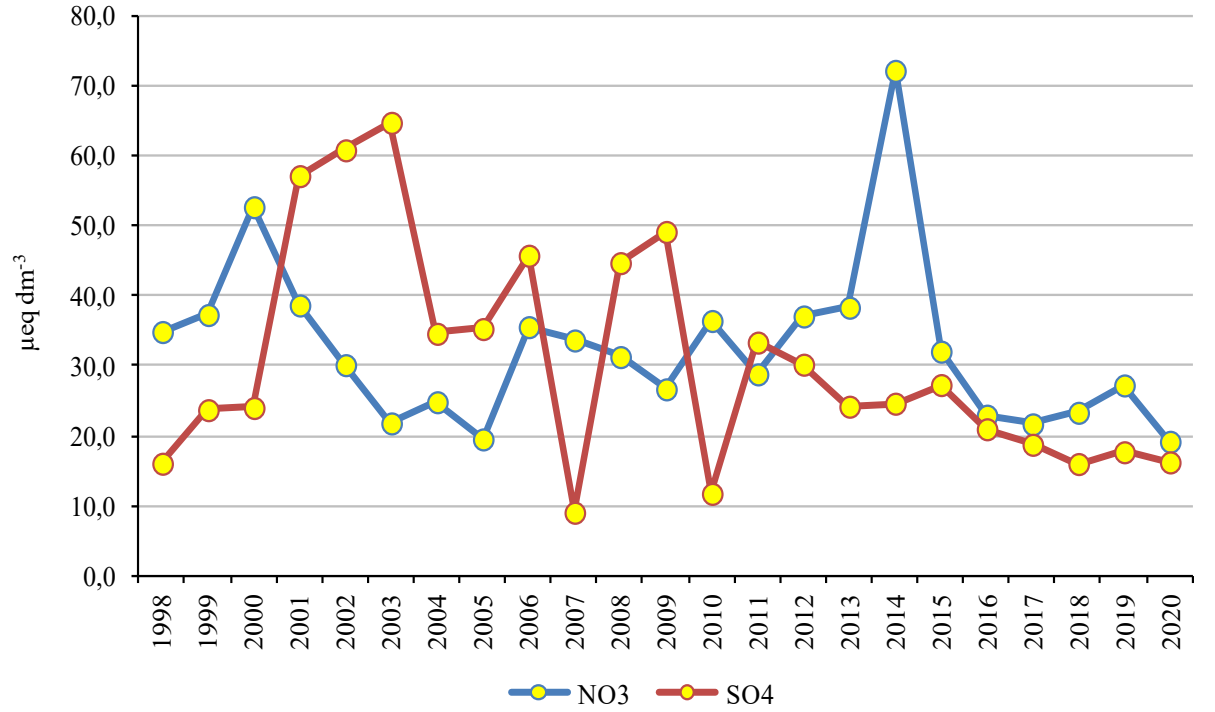


Ryc. 3.3.12. Udział procentowy składników opadów w latach hydrologicznych 1998-2020, w Stacji Bazowej WIGRY

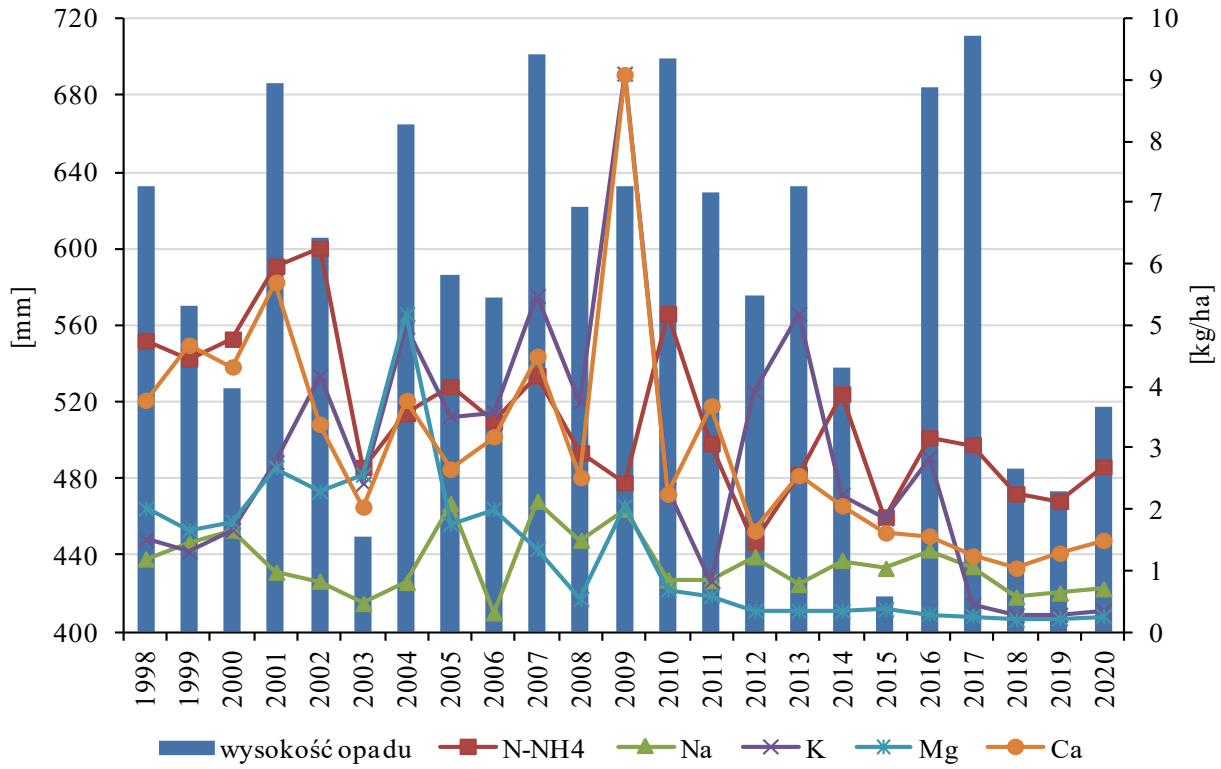
W 2020 roku, podobnie jak w ostatnich dziewięciu latach, w zakwaszaniu wód opadowych większy udział miały jony azotanowe niż jony siarczanowe (Ryc. 3.3.13 i 3.3.14). W latach 2017-2019 widać delikatną tendencję wzrostową funkcji jonów azotanowych w zakwaszaniu wód opadowych, natomiast w ostatnim roku widać wyraźny spadek ich udziału w zakwaszeniu opadu. Najwyraźniejsze wzrosty udziału jonów azotanowych w zakwaszeniu wód opadowych widać było w latach 2007, 2010 i 2014, kiedy stosunek NO_3 do SO_4 wynosił od 2,9 do 3,7. W okresie 2001-2011 (poza rokiem 2007 i 2010) w zakwaszeniu opadu dominował jednak jon siarczanowy (NO_3/SO_4 przyjmował wartości mniejsze od 1). Średnie roczne stężenie tych jonów było zróżnicowane i wahało się w przypadku azotanów od 19,19 do 72,25 µeq dm^{-3}, a w przypadku siarczanów od 9,04 do 64,82 µeq dm^{-3}.



Ryc. 3.3.13. Stosunek średnich ważonych stężeń NO_3 do średnich ważonych stężeń SO_4 (w µeq dm^{-3}) w latach 1998-2020, w Stacji Bazowej WIGRY



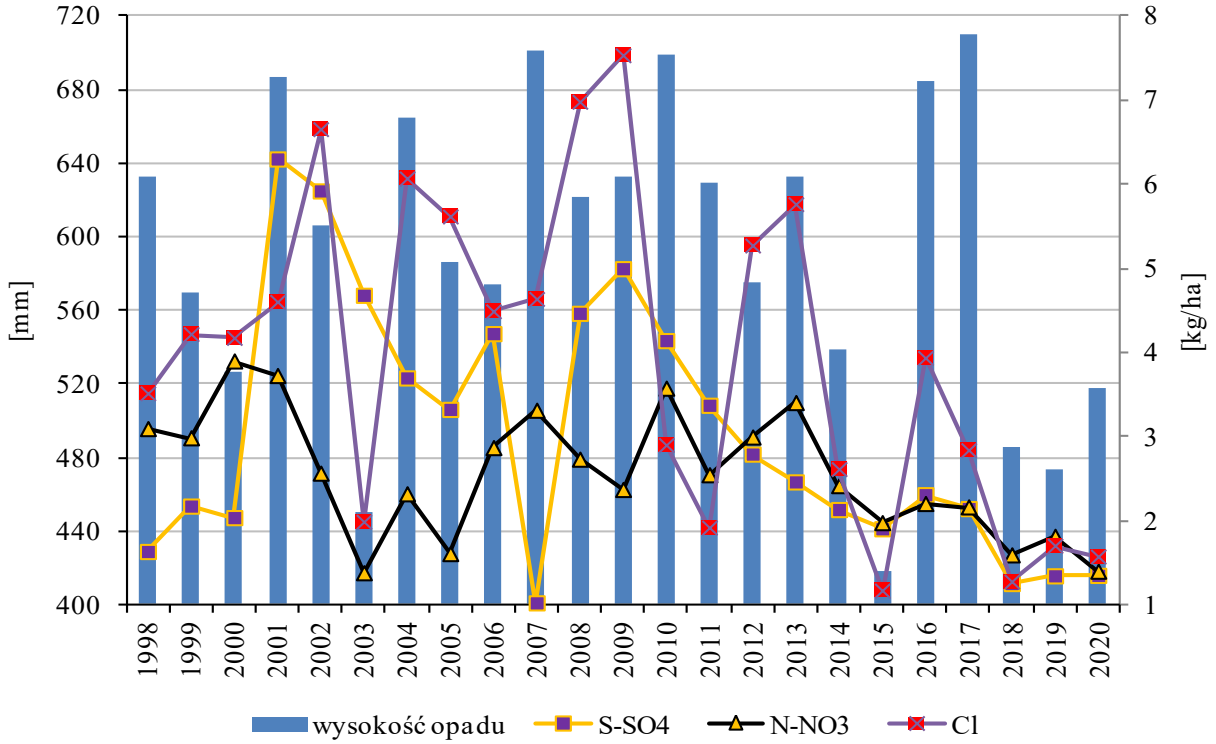
Ryc. 3.3.14. Zmiany wartości rocznych stężeń NO_3 i SO_4 w opadach, w latach 1998-2020, w Stacji Bazowej WIGRY



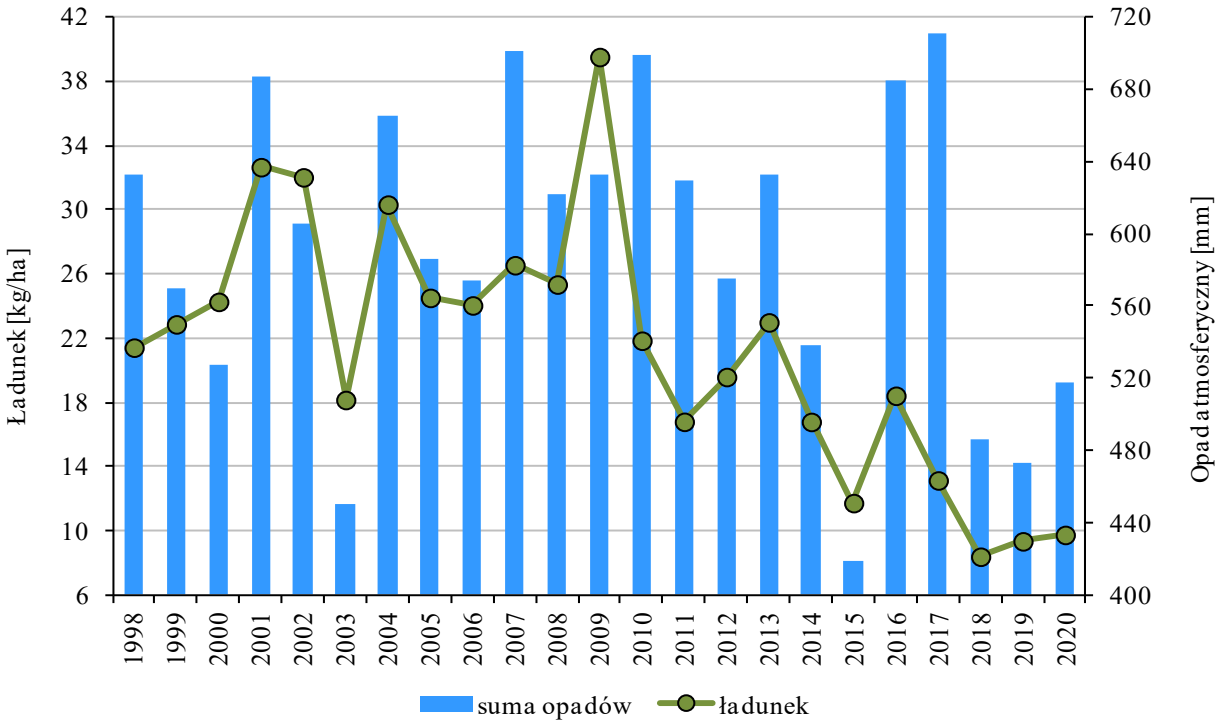
Ryc. 3.3.15. Zmiany sumarycznych ładunków kationów wniesione do podłoża z opadami w latach 1998-2020, na tle wielkości opadów, w Stacji Bazowej WIGRY

W roku hydrologicznym 2020 z opadem atmosferycznym dotarło do podłoża łącznie 9,76 kg ha^{-1} jonów, czyli tylko o 3,5% więcej niż w roku poprzednim. Ładunek ten był trzecim z kolei najniższym w całym okresie badań (najniższy w roku 2018 – 8,4 kg ha^{-1} , następnie 9,2 kg ha^{-1} w roku 2019), czyli od 1998 roku i prawie o 56% mniejszy od średniego ładunku z lat 1998-2019. Wielkość depozycji przeważającej liczby jonów była wyższa lub prawie identyczna w porównaniu z rokiem poprzednim. Jedynie ładunek jonu azotanowego i chloru był mniejszy. Ładunek azotu azotanowego zmniejszył się z 1,8 kg/ha (2019 rok) do 1,4 kg/ha (2020 rok), natomiast chloru z 1,7 kg/ha (2019 rok) do 1,6 kg/ha (2020 rok). W przypadku jonów potasowych i magnezowych, w roku 2020, ich ładunki zdeponowane do podłoża były jednymi z najniższych (najniższe wartości zanotowano w 2018 roku) z całego okresu badań, odnotowano jednak niewielki ich wzrost względem roku poprzedniego o 40 g/ha magnezu i o 60 g/ha potasu (Tab. 3.3.1). Wraz z opadami dotarło do podłoża najwięcej jonów azotu amonowego (2,7 kg ha^{-1}), chloru (1,6 kg ha^{-1}) i azotu azotanowego (1,4 kg ha^{-1}), najmniej zaś jonów magnezowych (0,3 kg ha^{-1}) i potasowych (0,3 kg ha^{-1}). Najmniej zanieczyszczeń (wszystkich badanych jonów), podobnie jak w roku poprzednim, dotarło do podłoża w kwietniu (0,2 kg ha^{-1}), najwięcej zaś w czerwcu (2,3 kg ha^{-1}). Sumaryczne ładunki anionów i kationów wniesionych do podłoża z opadami w poszczególnych latach badań przedstawia rycina 3.3.17.

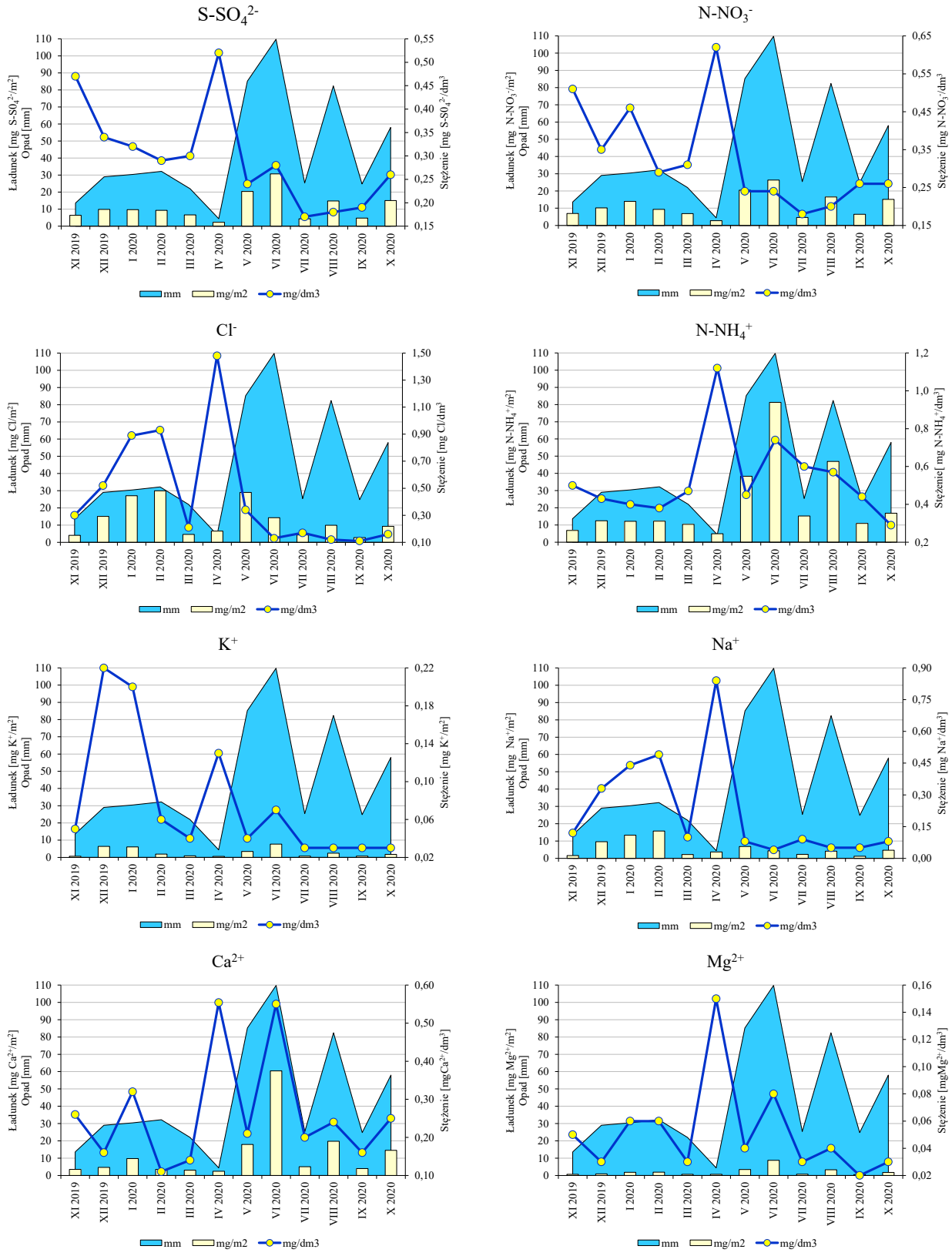
Jony amonowe, azotanowe i siarczanowe były wnoszone do podłoża głównie z opadami występującymi w okresie od maja do sierpnia 2020 roku (Ryc. 3.3.18). Depozycja pozostałych pierwiastków, a zwłaszcza magnezu, potasu, sodu i chloru, była przez cały rok w miarę równomierna.



Ryc. 3.3.16. Zmiany sumarycznych ładunków anionów wniesione do podłoża z opadami w latach 1998-2020, na tle wielkości opadów, w Stacji Bazowej WIGRY



Ryc. 3.3.17. Całkowity ładunek składników rozpuszczonych wniesiony do podłoża z opadami atmosferycznymi, w latach hydrologicznych 1998-2020



Ryc. 3.3.18. Ładunki sumaryczne i średnie miesięczne stężenia anionów i kationów w opadach na tle miesięcznych sum wysokości opadu, w 2020 roku

Tab. 3.3.1. Średnie roczne wartości stężenia i roczne ładunki zanieczyszczeń wniesionych z opadami do podłoża, w latach hydrologicznych 1998-2020

Rok	Liczba dni z opadem	h	$S\text{-}SO_4$	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	Cl	Na	K	Mg	Ca	pH	H	SEC
			Stężenie zanieczyszczeń										
		mm	mg dm^{-3}								-	µg dm^{-3}	mS m^{-1}
1998	-	632,2	0,26	0,49	0,75	0,56	0,19	0,24	0,32	0,60	-	-	2,9
1999	-	570,0	0,38	0,52	0,78	0,74	0,25	0,23	0,29	0,82	4,64	0,23	3,0
2000	-	527,1	0,39	0,74	0,90	0,79	0,31	0,31	0,34	0,82	4,61	24,45	2,5
2001	-	686,6	0,92	0,54	0,87	0,67	0,14	0,40	0,39	0,83	5,27	5,34	2,3
2002	161	606,0	0,98	0,42	1,03	1,10	0,14	0,69	0,38	0,56	5,13	7,43	2,3
2003	148	449,8	1,04	0,31	0,59	0,44	0,10	0,54	0,57	0,45	5,33	4,67	1,8
2004	178	664,8	0,56	0,35	0,53	0,91	0,12	0,75	0,78	0,57	5,68	2,07	1,2
2005	175	585,8	0,57	0,27	0,68	0,96	0,36	0,60	0,30	0,45	5,36	4,37	1,8
2006	184	574,4	0,73	0,50	0,60	0,78	0,05	0,62	0,35	0,55	5,42	3,80	1,5
2007	175	701,2	0,14	0,47	0,59	0,66	0,30	0,78	0,19	0,64	5,35	4,47	2,2
2008	179	621,6	0,72	0,44	0,47	1,12	0,24	0,60	0,09	0,40	5,12	7,63	1,9
2009	166	632,6	0,79	0,37	0,38	1,19	0,32	1,44	0,32	1,44	5,32	4,84	2,7
2010	162	699,0	0,59	0,51	0,74	0,41	0,12	0,33	0,10	0,32	5,32	4,75	1,2
2011	181	629,0	0,54	0,40	0,49	0,30	0,13	0,13	0,09	0,59	5,72	1,89	1,4
2012	190	575,0	0,48	0,52	0,25	0,92	0,21	0,68	0,06	0,28	5,50	3,14	3,5
2013	170	632,4	0,39	0,54	0,40	0,91	0,12	0,82	0,05	0,40	5,76	1,76	2,5
2014	163	538,2	0,40	0,45	0,72	0,48	0,22	0,42	0,06	0,38	5,72	1,91	3,5
2015	143	418,6	0,45	0,47	0,45	0,28	0,25	0,44	0,09	0,38	5,71	1,94	3,5
2016	178	684,5	0,34	0,32	0,46	0,69	0,19	0,42	0,04	0,23	6,28	0,52	1,3
2017	176	710,6	0,30	0,30	0,43	0,40	0,15	0,06	0,04	0,17	6,26	0,55	1,4
2018	126	485,6	0,26	0,33	0,46	0,26	0,12	0,05	0,04	0,21	5,73	1,85	1,3
2019	152	473,2	0,28	0,38	0,45	0,36	0,13	0,06	0,05	0,27	5,61	2,43	1,3
2020	148	517,2	0,26	0,27	0,52	0,30	0,13	0,06	0,05	0,29	6,23	0,59	1,7
Rok	Liczba dni z opadem	h	Ładunek zanieczyszczeń wniesionych do podłoża										
		mm	mg m^{-2}									mg m^{-2}	
1998	-	632,2	162,7	309,0	474,5	350,9	118,3	149,9	200,4	377,0		13,5	
1999	-	570,0	216,8	298,0	444,4	421,5	144,7	129,8	165,7	466,9		13,0	
2000	-	527,1	203,1	389,4	476,8	416,8	165,6	165,8	178,9	431,6		12,9	
2001	-	686,6	629,7	372,1	595,7	459,8	96,7	276,2	267,5	569,6		3,7	
2002	161	606,0	591,7	256,0	624,8	665,2	82,3	417,3	228,6	338,0		4,5	
2003	148	449,8	467,5	137,5	267,5	198,2	45,7	241,3	255,8	203,0		2,1	

2004	178	664,8	369,2	231,4	355,3	606,5	80,2	496,9	517,7	376,9		1,4	
2005	175	585,8	331,8	160,3	399,3	561,3	208,8	351,2	175,5	264,6		2,6	
2006	184	574,4	421,9	286,4	342,7	448,5	30,4	358,3	200,1	317,6		2,2	
2007	175	701,2	101,7	330,8	417,2	463,2	212,7	547,3	134,7	448,7		0,7	
2008	179	621,6	446,1	272,6	291,5	697,8	148,9	374,8	53,2	251,0		4,8	
2009	166	632,6	499,2	236,6	242,3	753,1	199,7	909,9	204,7	908,2		3,1	
2010	162	699,0	413,6	357,1	518,2	289,4	84,0	231,1	68,3	224,0		3,3	
2011	181	629,0	336,7	254,1	306,3	191,2	83,3	82,1	58,7	368,0		1,2	
2012	190	575,0	278,6	299,0	145,4	526,8	122,0	390,3	33,6	163,8		1,8	
2013	170	632,4	245,5	339,9	256,1	575,9	76,8	518,0	33,6	254,1		1,1	
2014	163	538,2	212,7	241,1	387,3	260,7	116,1	223,4	33,3	205,0		1,0	
2015	143	418,6	189,8	197,1	186,7	116,4	103,0	184,1	36,2	160,7		0,8	
2016	178	684,5	230,3	219,9	315,7	393,0	133,0	284,2	28,5	155,7		0,4	
2017	176	710,6	213,8	215,8	304,5	283,4	106,0	43,3	25,3	123,0		0,4	
2018	126	485,6	124,7	158,8	224,3	127,0	56,3	26,4	19,0	103,2		0,9	
2019	152	473,2	133,8	180,9	212,3	169,7	62,7	27,3	21,5	127,6		1,2	
2020	148	517,2	134,3	139,3	268,5	156,8	69,8	33,3	25,1	148,6		0,3	

Tab. 3.3.2. Charakterystyki statystyczne dla stężenia głównych jonów oraz pH i przewodności w opadach, w 2020 roku hydrologicznym na tle wartości z wielolecia

Charakterystyka	h / mm	S-SO_4	N-NO_3	N-NH_4	Cl	Na	K	Mg	Ca	pH	H	SEC
Rok hydrologiczny 2020												
suma	517,2	mg dm^{-3}								[-]	µg dm^{-3}	mS m^{-1}
n	366	12	12	12	12	12	12	12	12	47	47	47
średnia ważona		0,26	0,27	0,52	0,30	0,13	0,06	0,05	0,29	6,23	0,59	1,7
SD		0,11	0,14	0,22	0,43	0,25	0,07	0,04	0,15	0,44	0,62	0,65
min		0,17	0,18	0,29	0,11	0,04	0,03	0,02	0,11	5,66	0,06	0,91
max		0,52	0,62	1,12	1,48	0,84	0,22	0,15	0,55	7,20	2,21	3,20
Wielolecie (1998-2019)												
suma	13098,1	mg dm^{-3}								[-]	µg dm^{-3}	mS m^{-1}
średnia ważona		0,55	0,44	0,59	0,69	0,19	0,49	0,22	0,52	5,30	5,04	2,1
SD		0,25	0,11	0,19	0,29	0,08	0,32	0,20	0,28	0,42	6,31	0,8
min		0,14	0,27	0,25	0,26	0,05	0,05	0,03	0,17	4,61	0,52	1,2
max		1,04	0,74	1,03	1,19	0,36	1,44	0,78	1,44	6,28	24,45	3,5

Tab. 3.3.3. Wartości ładunków zanieczyszczeń wniesionych z opadami do podłoża w 2020 roku hydrologicznym na tle średnich wartości z wielolecia

h	$S\text{-}SO_4$	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	Cl	Na	K	Mg	Ca	H
mm	$mg\ m^{-2}$								
Rok hydrologiczny 2020									
517,2	134,34	139,34	268,47	156,75	69,75	33,34	25,11	148,57	0,3
Wielolecie 1998-2019									
595,37	310,04	261,08	354,03	408,01	112,60	292,23	133,67	310,82	3,47

Tab. 3.3.4. Średnie miesięczne stężenia zanieczyszczeń w opadach atmosferycznych, w roku hydrologicznym 2020

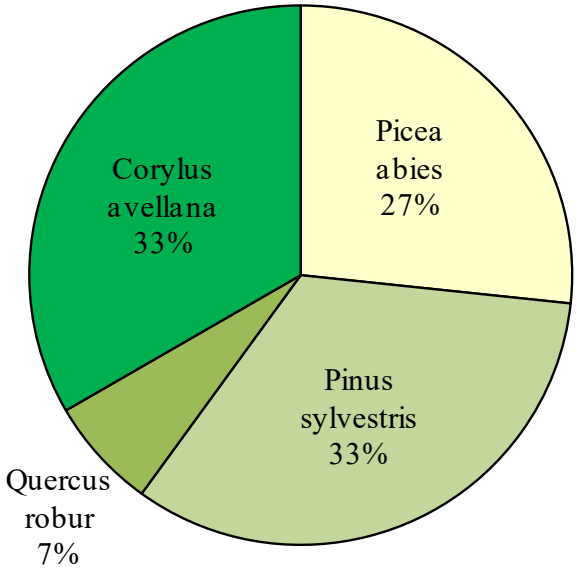
Miesiąc	h	$S\text{-}SO_4$	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	Cl	Na	K	Mg	Ca	pH	H	SEC
	mm		$mg\ dm^{-3}$			[-]			$\mu g\ dm^{-3}$		$mS\ m^{-1}$	
XI	13,6	0,47	0,51	0,50	0,30	0,12	0,05	0,05	0,26	6,43	0,37	3,2
XII	29,0	0,34	0,35	0,43	0,52	0,33	0,22	0,03	0,16	5,90	1,26	2,1
I	30,4	0,32	0,46	0,40	0,89	0,44	0,20	0,06	0,32	5,66	2,21	1,8
II	32,2	0,29	0,29	0,38	0,93	0,49	0,06	0,06	0,11	6,05	0,89	1,4
III	22,0	0,30	0,31	0,47	0,21	0,10	0,04	0,03	0,14	6,05	0,89	1,5
IV	4,4	0,52	0,62	1,12	1,48	0,84	0,13	0,15	0,55	7,20	0,06	2,5
V	85,2	0,24	0,24	0,45	0,34	0,08	0,04	0,04	0,21	6,51	0,31	1,0
VI	109,8	0,28	0,24	0,74	0,13	0,04	0,07	0,08	0,55	6,56	0,28	2,4
VII	25,4	0,17	0,18	0,60	0,17	0,09	0,03	0,03	0,20	6,55	0,28	1,8
VIII	82,4	0,18	0,20	0,57	0,12	0,05	0,03	0,04	0,24	6,61	0,25	0,9
IX	24,8	0,19	0,26	0,44	0,11	0,05	0,03	0,02	0,16	6,81	0,16	1,6
X	58,0	0,26	0,26	0,29	0,16	0,08	0,03	0,03	0,25	5,99	1,02	1,9
Rok hydrologiczny	517,2	0,26	0,27	0,52	0,30	0,13	0,06	0,05	0,29	6,23	0,59	1,7

Tab. 3.3.5. Wartości miesięcznych ładunków zanieczyszczeń wniesionych z opadami do podłoża w roku hydrologicznym 2020

Miesiąc	h	$S\text{-}SO_4$	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	Cl	Na	K	Mg	Ca	H
	mm			mg m^{-2}					µg m^{-2}	
XI	13,6	6,39	6,94	6,80	4,08	1,63	0,68	0,68	3,54	5,05
XII	29,0	9,86	10,15	12,47	15,08	9,57	6,38	0,87	4,64	36,51
I	30,4	9,73	13,98	12,16	27,06	13,38	6,08	1,82	9,73	67,23
II	32,2	9,34	9,34	12,24	29,95	15,78	1,93	1,93	3,54	28,72
III	22,0	6,60	6,82	10,34	4,62	2,20	0,88	0,66	3,08	19,54
IV	4,4	2,29	2,73	4,93	6,51	3,70	0,57	0,66	2,44	0,28
V	85,2	20,45	20,45	38,34	28,97	6,82	3,41	3,41	17,89	26,34
VI	109,8	30,74	26,35	81,25	14,27	4,39	7,69	8,78	60,39	30,32
VII	25,4	4,32	4,57	15,24	4,32	2,29	0,76	0,76	5,08	7,09
VIII	82,4	14,83	16,48	46,97	9,89	4,12	2,47	3,30	19,78	20,39
IX	24,8	4,71	6,45	10,91	2,73	1,24	0,74	0,50	3,97	3,86
X	58,0	15,08	15,08	16,82	9,28	4,64	1,74	1,74	14,50	59,18
Rok hydrologiczny	517,2	134,34	139,34	268,47	156,75	69,75	33,34	25,11	148,57	304,51

3.4. Chemizm opadu podkoronowego

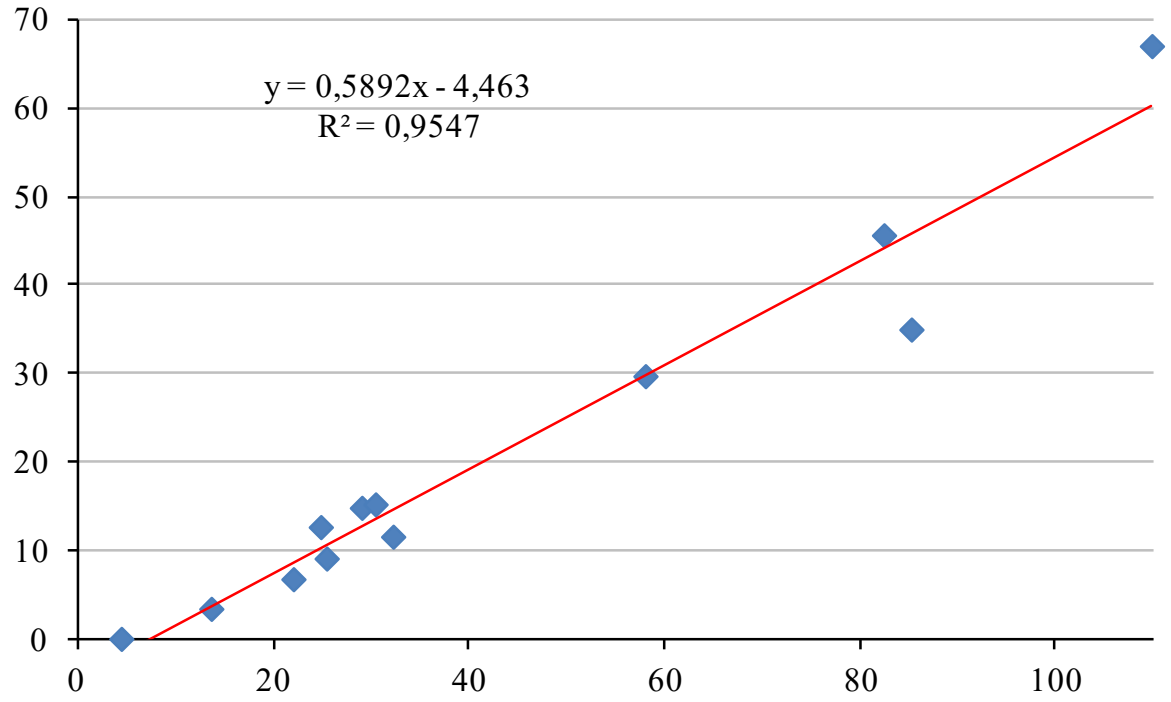
Badania chemizmu opadu podkoronowego były prowadzone na leśnej powierzchni badawczej w Sobolewie. Kolektory opadu podkoronowego znajdowały się w drzewostanie świerkowo-sosnowym, na którym rosły głównie 4 gatunki: świerk pospolity *Picea abies*, sosna zwyczajna *Pinus sylvestris*, dąb szypułkowy *Quercus robur* oraz leszczyna pospolita *Corylus avellana* (Ryc. 3.4.1). Kolektory opadu, w ilości 10 sztuk, były zlokalizowane w odległości kilku metrów jeden od drugiego. Zbierały one opad atmosferyczny, który po przejściu przez korony drzew zmieniał swoją objętość oraz parametry fizykochemiczne.



Ryc. 3.4.1. Udział gatunków drzew i krzewów w drzewostanie, w którym zlokalizowana jest powierzchnia do badań chemizmu opadu podkoronowego, w Stacji Bazowej WIGRY

Na stężenie jonów w opadzie podkoronowym wpływa wiele czynników, z których największe znaczenie mają: wielkość i czas trwania opadów atmosferycznych, stężenie początkowe jonów, skład gatunkowy drzewostanu oraz stan zdrowotny oraz zwarcie koron drzew. Wielkość opadu podkoronowego przeważnie jest silnie zależna od wielkości opadów atmosferycznych. W roku hydrologicznym 2020 na terenie zlewni badawczej wielkość tego opadu stanowiła niewiele ponad 48% wielkości opadu z terenu otwartego i była istotnie z nim skorelowana (Ryc. 3.4.2).

Średnia roczna intercepcja podokapowa (różnica pomiędzy wielkością opadu na otwartej przestrzeni a wielkością opadu podkoronowego) w roku hydrologicznym 2020 wynosiła 55,6%. Podobnie, jak w roku poprzednim, intercepcja we wszystkich miesiącach osiągnęła wartości dodatnie i nie była istotnie statystycznie zależna od wielkości opadów atmosferycznych, ale była istotna statystycznie od wielkości opadu podkoronowego.

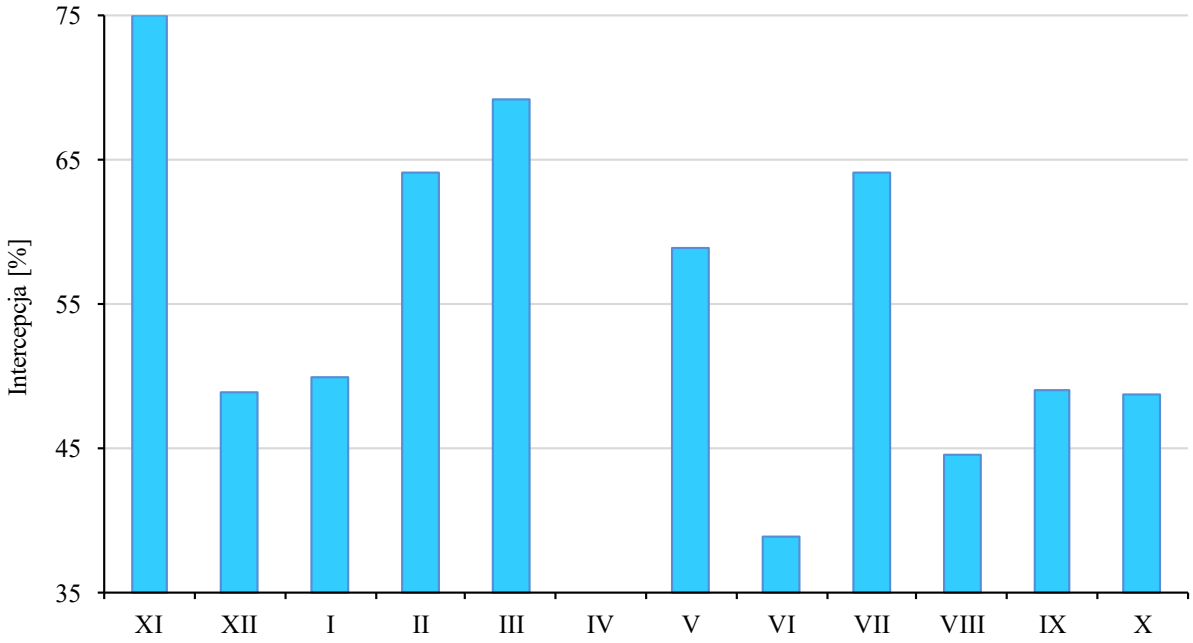


Ryc. 3.4.2. Zależność miesięcznej wysokości opadu podkoronowego od opadu na terenie otwartym w roku hydrologicznym 2020, w Stacji Bazowej WIGRY

Najwięcej wód opadowych zatrzymały korony drzew w listopadzie - 75%, a najmniej w czerwcu - niecałe 39%. W poprzednim roku w czerwcu intercepcja była najwyższa (Ryc. 3.4.3). Wysoka intercepcja opadów (ponad 50% w pięciu miesiącach roku) wpłynęła na znaczne przesuszenie gleby leśnej oraz warstwy ściółki. Wielkości współczynnika intercepcji dla poszczególnych miesięcy przedstawia tabela 3.4.1.

Tab. 3.4.1. Współczynnik intercepcji w roku hydrologicznym 2020, w Stacji Bazowej WIGRY (h_{otw} - wielkość opadu na otwartej przestrzeni, h_{podk} - wielkość opadu podkoronowego)

Miesiąc	h_{otw}	h_{podk}	Intercepcja
	mm	mm	%
XI 2019	13,6	3,4	75,0
XII 2019	29,0	14,8	48,8
I 2020	30,4	15,2	49,9
II 2020	32,2	11,6	64,1
III 2020	22,0	6,8	69,3
IV 2020	4,4	-	-
V 2020	85,2	35,0	58,9
VI 2020	109,8	67,1	38,9
VII 2020	25,4	9,1	64,2
VIII 2020	82,4	45,7	44,5
IX 2020	24,8	12,7	49,0
X 2020	58,0	29,8	48,7



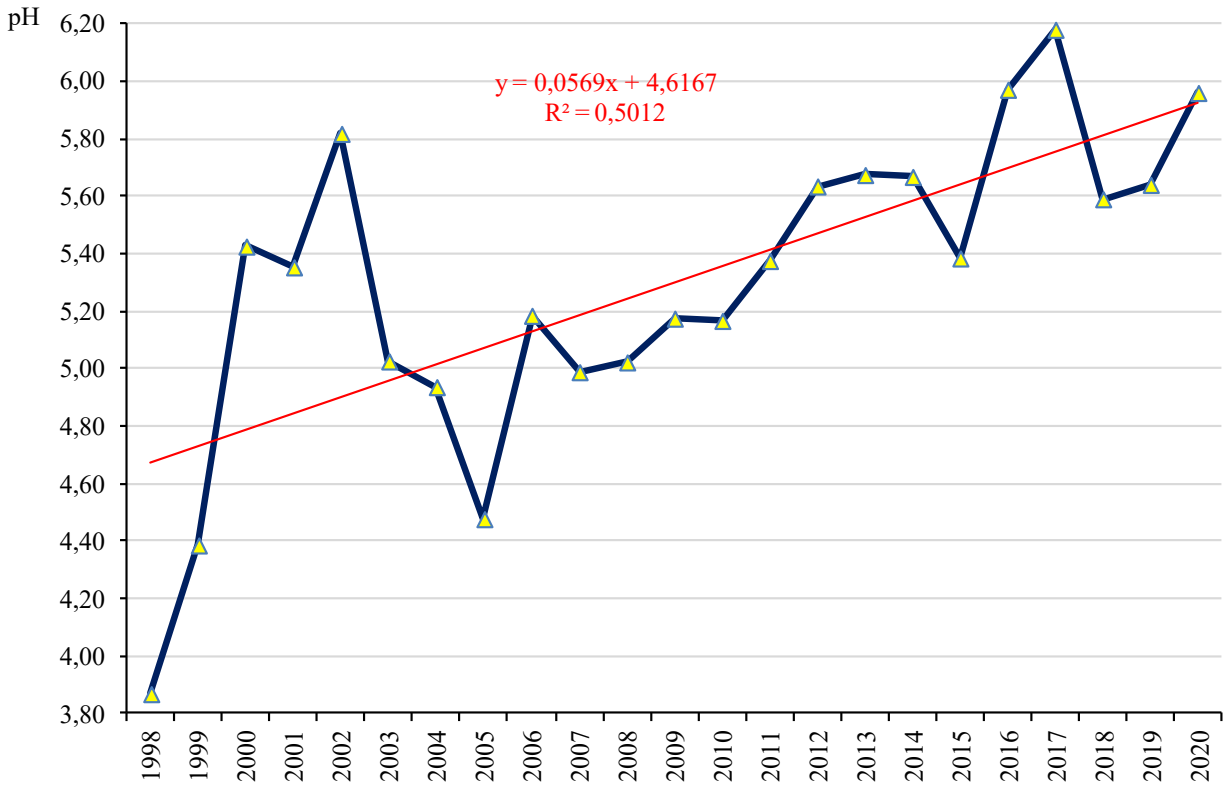
Ryc. 3.4.3. Miesięczna intercepcja opadów atmosferycznych pod okapem drzewostanu świerkowo-sosnowego w 2020 roku, w Stacji Bazowej WIGRY

W 2020 roku średni odczyn wód opadu podkoronowego wyniósł pH=5,96 (w poprzednim roku pH=5,64). Według klasyfikacji Jansena i in. (1988) był to odczyn normalny. Ekstremalne średnie wartości pH zanotowano w grudniu (min pH=5,47) i w lipcu (max pH=6,67), czyli tak samo jak w roku poprzednim. Stwierdzono istotną statystycznie zależności pomiędzy wielkością opadu podkoronowego a jego odczynem.

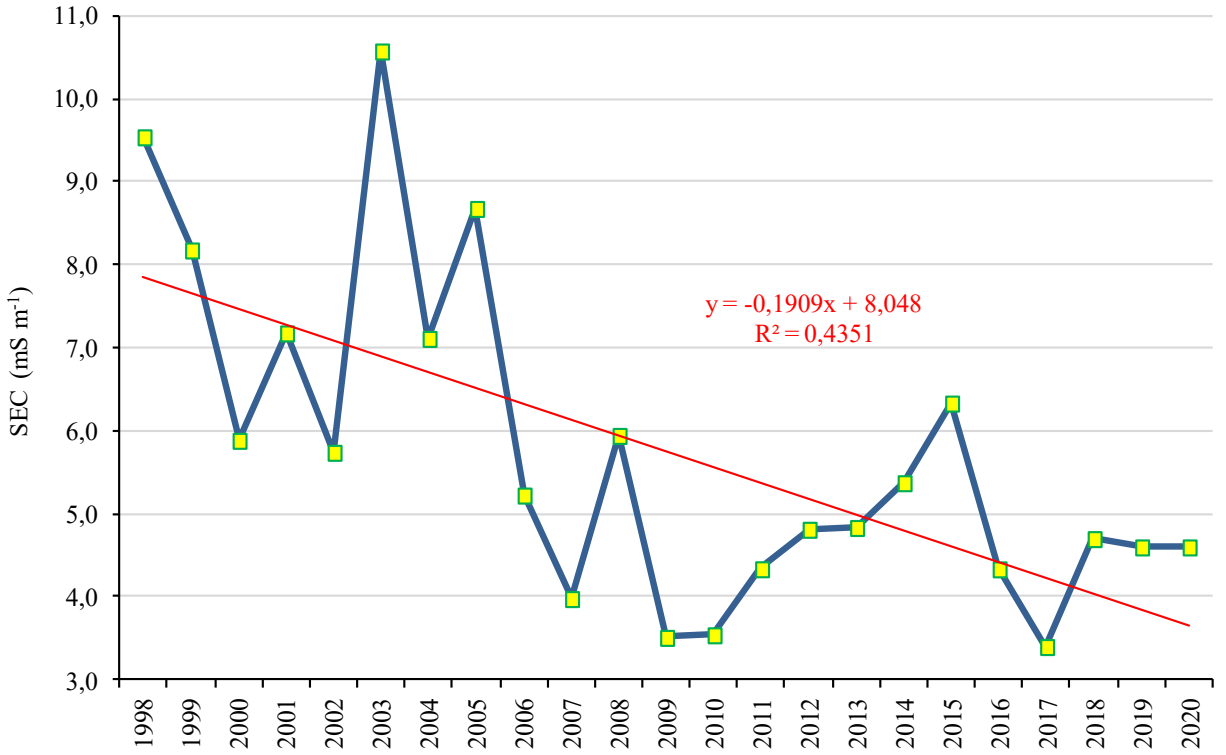
Analiza przebiegu średnich rocznych wartości pH opadu podkoronowego z wielolecia 1998-2020 wykazuje tendencję wzrostową (Ryc. 3.4.4). Wskazuje ona, że wartość pH opadu podkoronowego wzrasta średnio o 0,6 jednostki co 10 lat. Średnia roczna wartość pH opadu gwałtownie wzrastała w latach 1998-2002 (od pH=3,87 do pH=5,82), a w kolejnych 4 latach równie gwałtownie malała (do wartości pH=4,48). Od 2006 roku obserwuje się niemal stały wzrost wartości pH - do najwyższej w całym okresie badań w 2017 roku (pH=6,18). W roku 2018 nastąpił gwałtowny spadek średniej rocznej wartości odczynu do wartości pH 5,59, w kolejnym roku zauważono delikatny wzrost wartości odczynu. Natomiast w roku hydrologicznym 2020 zauważono nieznaczny wzrost średniej rocznej miary odczynu do pH 5,96.

Średnia wartość przewodności elektrolitycznej opadu podkoronowego wyniosła 4,6 mS m^{-1} (tak jak w roku poprzednim). Według klasyfikacji Jansena i in. (1988) była to przewodność mocno podwyższona. Najniższą średnią miesięczną wartość zanotowano we wrześniu – 3,0 mS m^{-1}, najwyższą zaś w listopadzie – 10,6 mS m^{-1} (Tab. 3.4.5). Analiza przebiegu średnich rocznych wartości przewodności opadu podkoronowego z wielolecia 1998-

2020 wykazuje wyraźną tendencję malejącą (Ryc. 3.4.5) - średnia wartość przewodności elektrolitycznej opadu maleje przeciętnie o 2 mS m^{-1} w ciągu 10 lat.



Ryc. 3.4.4. Przebieg średnich miesięcznych wartości pH opadu podkoronowego w latach 1998-2020, w Stacji Bazowej WIGRY

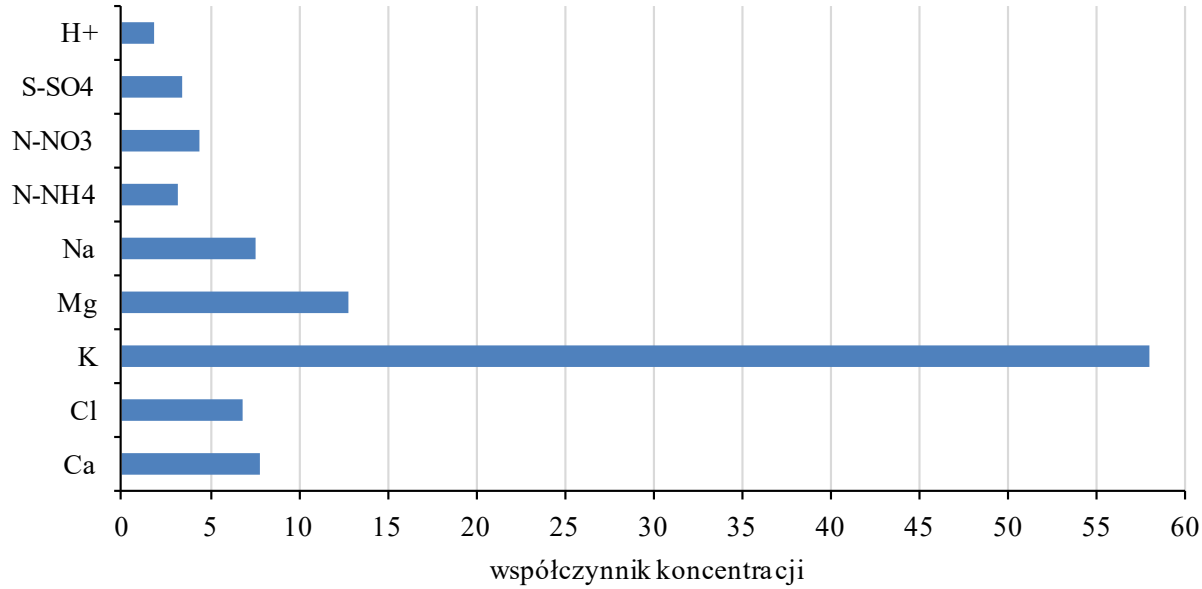


Ryc. 3.4.5. Przebieg średnich miesięcznych wartości przewodności opadu podkoronowego w latach 1998-2020, w Stacji Bazowej WIGRY

Wartości miesięczne odczynu opadu atmosferycznego i opadu podkoronowego były w większości przypadków bardzo zbliżone do siebie, jednak woda po przejściu przez korony drzew w większości przypadków uległa zakwaszeniu. Największe różnice pomiędzy średnimi miesięcznymi wartościami odczynu zaobserwowano, tak jak w roku poprzednim, w marcu (pH opadu było o 0,54 jednostki wyższe od pH wód podkoronowych) oraz w listopadzie i wrześniu (pH opadu było wyższe o ok. 0,58 jednostki). Tylko w lipcu odczyn opadu atmosferycznego był niższy niż w opadzie podkoronowym (Ryc. 3.4.6). Średnia roczna wartość pH była wyższa w opadzie atmosferycznym (pH=6,23) niż w opadzie podkoronowym (pH=5,96).

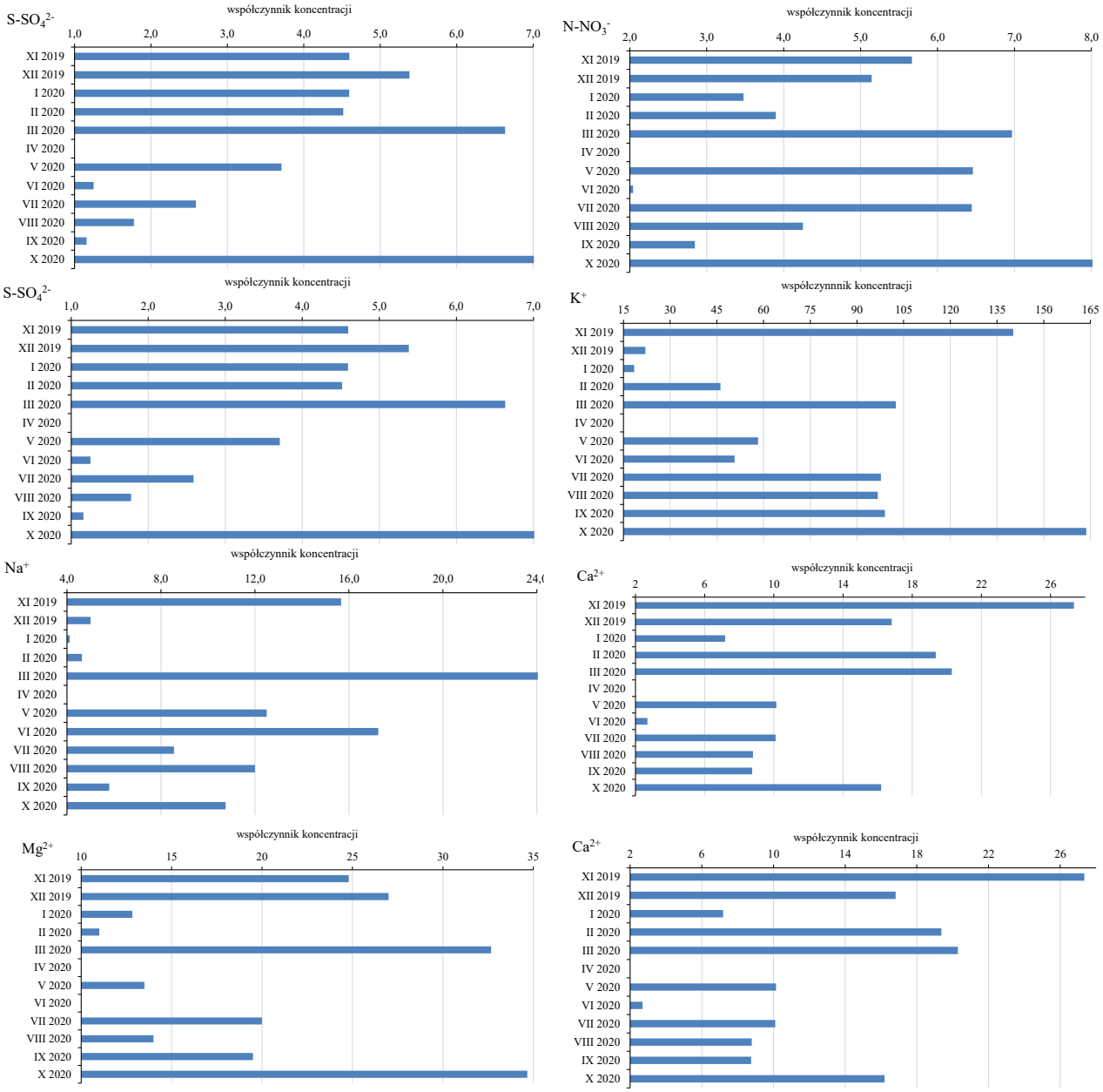
Ryc. 3.4.6. Odczyn i przewodność opadów podkoronowych i opadów atmosferycznych w poszczególnych miesiącach roku hydrologicznego 2020, w Stacji Bazowej WIGRY

W przypadku przewodności elektrolitycznej jej wartości były zawsze wyższe w opadzie podkoronowym, niż w opadzie atmosferycznym, a średnia roczna wartość była ponad 2,7-krotnie wyższa od wartości w opadzie atmosferycznym. Największą różnicę pomiędzy średnimi miesięcznymi wartościami przewodności stwierdzono w listopadzie (różnica o 7,4 mS m^{-1}) oraz w marcu (różnica o 5,8 mS m^{-1}), najmniejszą zaś w czerwcu (o 0,9 mS m^{-1}) oraz we wrześniu (o 1,4 mS m^{-1}). Średni roczny współczynnik koncentracji, określający stopień wzbogacenia wody opadowej w substancje rozpuszczone podczas przechodzenia przez korony drzew, dla wszystkich badanych jonów wyniósł 11,8 (w poprzednim roku 11,1). Z koron drzew najwięcej wymytych zostało jonów potasowych - współczynnik koncentracji 58, magnezowych – 12,8 i wapniowych – 7,8, a najmniej jonów wodorowych – 1,9, amonowych – 3,2 i siarczanowych – 3,4 (Ryc. 3.4.7). Współczynniki koncentracji poszczególnych jonów przedstawia rycina 3.4.8.



Ryc. 3.4.7. Współczynniki koncentracji głównych jonów w opadzie podkoronowym w 2020 roku, na terenie zlewni Stacji Bazowej WIGRY

W roku 2020 wraz z opadem podkoronowym do podłoża zostało zdeponowanych łącznie 32,99 kg ha^{-1} jonów (w poprzednim roku 23,43 kg ha^{-1}), w tym 22,63 kg ha^{-1} kationów i 10,36 kg ha^{-1} anionów. Pośród nich największy udział miały jony potasowe – 8,75 kg ha^{-1} i jony wapniowe – 5,70 kg ha^{-1}, najmniejszy zaś jony magnezowe – 1,60 kg ha^{-1} i sodowe – 2,46 kg ha^{-1}. Stężenia oraz ładunki poszczególnych jonów, na tle wielkości opadu podkoronowego w roku hydrologicznym 2020, przedstawia rycina 3.4.9 oraz tabele 3.4.5 i 3.4.6, natomiast stężenia i ładunki jonów w poszczególnych latach badań ryciny 3.4.10 i 3.4.11 oraz tabele 3.4.2-3.4.4.



Ryc. 3.4.8. Przebieg miesięcznych wartości współczynnika koncentracji dla głównych jonów w opadzie podkoronowym w 2020 roku, na terenie zlewni Stacji Bazowej WIGRY

Tab. 3.4.2. Średnie roczne wartości stężenia i sumaryczne ładunki zanieczyszczeń w opadzie podkoronowym w latach hydrologicznych 1998-2020, w Stacji Bazowej WIGRY

rok	h	$S\text{-}SO_4$	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	Cl	Na	K	Mg	Ca	pH	H	SEC
		stężenie zanieczyszczeń										
	mm	mg dm^{-3}								-	µg dm^{-3}	mS m^{-1}
1998	80,2	1,68	0,63	3,03	4,49	1,44	3,29	1,20	4,16	3,87	135,76	9,5
1999	60,2	0,98	0,51	3,28	4,42	1,24	3,13	0,87	3,41	4,38	41,22	8,2
2000	202,4	0,09	0,47	2,94	4,16	0,93	3,42	1,34	2,84	5,43	3,75	5,9
2001	308,2	1,08	0,44	2,71	3,79	0,63	2,24	1,12	3,48	5,35	4,44	7,2
2002	259,8	0,88	0,45	4,13	5,05	1,47	4,09	2,05	2,75	5,82	1,52	5,7
2003	199,7	1,59	0,52	4,31	6,54	2,06	5,36	1,54	4,35	5,03	9,43	10,6
2004	312,3	1,94	0,29	2,39	5,05	1,23	4,19	1,81	5,13	4,94	11,59	7,1
2005	316,4	4,82	0,30	2,73	5,38	2,08	4,12	2,98	4,41	4,48	33,39	8,7
2006	227,8	3,10	0,48	2,23	3,32	0,39	3,31	1,22	2,69	5,18	6,54	5,2
2007	227,8	2,17	0,85	0,94	1,97	0,60	1,82	0,40	1,54	4,99	10,04	4,0
2008	319,9	2,05	1,85	0,77	3,20	0,75	4,14	0,73	3,21	5,02	9,51	5,9
2009	400,8	0,99	0,95	0,43	2,15	0,40	1,72	0,38	1,24	5,17	6,69	3,5
2010	305,1	1,41	1,20	0,73	1,07	0,28	2,30	0,42	1,56	5,17	6,82	3,5
2011	381,4	1,67	0,96	1,24	1,56	0,39	2,80	0,50	1,88	5,38	4,22	4,3
2012	381,7	1,46	1,77	0,80	2,77	0,90	2,66	0,72	2,46	5,63	2,32	4,8
2013	459,4	1,09	1,46	0,61	1,88	0,93	3,67	0,83	2,95	5,67	2,12	4,8
2014	334,4	1,33	1,80	0,75	2,73	0,79	3,08	0,75	2,63	5,67	2,15	5,4
2015	235,8	1,79	2,56	0,91	3,71	1,16	3,89	0,94	3,65	5,38	4,13	6,3
2016	282,5	0,86	0,98	0,97	2,57	0,88	2,78	0,60	2,37	5,97	1,06	4,3
2017	396,6	0,68	0,47	0,94	1,57	0,54	1,95	0,48	1,70	6,18	0,65	3,4
2018	263,3	0,84	0,98	1,03	2,00	0,76	3,59	0,61	2,08	5,59	2,59	4,7
2019	189,5	0,85	1,17	1,10	2,08	0,82	3,46	0,62	2,26	5,64	2,29	4,6
2020	251,2	0,88	1,19	1,64	2,05	0,98	3,48	0,64	2,27	5,96	1,10	4,6
rok	h	ładunek zanieczyszczeń wniesionych do podłoża										
	mm	mg m^{-2}									mg m^{-2}	
1998	80,2	135,04	50,56	243,29	360,26	115,33	264,19	96,49	333,66		10,89	
1999	60,2	58,80	31,00	197,57	265,86	74,38	188,36	52,30	205,36		2,48	
2000	202,4	8,52	95,83	595,16	842,33	188,52	691,60	271,99	574,73		0,76	
2001	308,2	333,80	134,71	835,46	1167,55	193,78	689,80	344,82	1072,95		1,37	
2002	259,8	227,47	115,73	1073,03	1312,42	382,74	1062,52	533,26	715,09		0,40	

2003	199,7	317,12	103,34	861,46	1305,62	410,64	1071,42	307,38	868,08		1,88	
2004	312,3	605,40	90,72	745,53	1576,77	384,07	1308,33	564,24	1601,83		3,62	
2005	316,4	1525,41	93,75	862,54	1700,71	656,93	1302,71	942,63	1394,50		10,57	
2006	227,8	707,26	109,64	508,56	755,98	88,24	754,54	278,73	612,62		1,49	
2007	227,8	495,14	194,13	214,17	449,25	136,21	415,26	91,63	349,88		2,34	
2008	319,9	656,61	593,20	246,54	1023,27	238,52	1323,01	233,32	1027,02		3,04	
2009	400,8	398,73	382,65	170,97	861,30	160,22	689,83	152,76	496,64		2,68	
2010	305,1	430,81	365,85	221,48	327,17	85,68	702,55	128,57	475,67		2,08	
2011	381,4	636,80	366,62	472,44	593,99	150,00	1068,59	192,12	715,39		1,61	
2012	381,7	559,02	675,03	303,56	1056,26	342,77	1015,85	273,37	938,37		0,89	
2013	459,4	501,08	669,41	281,94	864,39	299,32	1185,52	269,00	954,60		0,97	
2014	334,4	443,36	603,14	249,74	913,47	265,69	1028,74	250,37	878,06		0,72	
2015	235,8	421,29	603,49	214,05	873,60	274,34	917,89	222,62	861,63		0,97	
2016	282,5	243,75	277,01	274,85	726,04	247,98	785,30	169,70	669,82		0,30	
2017	396,6	268,61	186,38	289,10	622,33	212,26	772,44	188,86	672,50		0,26	
2018	263,3	220,79	257,92	271,29	525,95	200,94	943,87	161,11	546,39		0,68	
2019	189,5	160,33	221,81	207,99	394,58	155,70	655,14	118,45	428,86		0,43	
2020	251,2	220,51	299,73	411,49	515,99	246,26	874,67	160,31	570,02		0,28	

Tab. 3.4.3. Charakterystyki statystyczne dla stężenia głównych jonów oraz pH i przewodności w opadzie podkoronowym, w 2020 roku, na tle wartości z wielolecia, na terenie zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY

Charakterystyka	h mm	S-SO_4	N-NO_3	N-NH_4	Cl	Na	K	Mg	Ca	pH	H	SEC
Rok hydrologiczny 2020												
suma	251,2	mg dm^{-3}								[-]	µg dm^{-3}	mS m^{-1}
n	46	12								46	46	46
średnia ważona		0,88	1,19	1,64	2,05	0,98	3,48	0,64	2,27	5,96	1,10	4,6
SD		0,76	0,72	0,86	1,69	0,74	1,35	0,26	1,61	0,41	1,24	2,2
min		0,22	0,49	0,52	0,61	0,29	2,33	0,39	1,40	5,47	0,22	3,0
max		2,16	2,89	3,53	5,43	2,44	7,01	1,24	7,11	6,67	3,39	10,6
Wielolecie (1998-2019)												
suma	6145,4											
średnia ważona		1,52	1,01	1,52	3,07	0,86	3,07	0,95	2,67	5,09	8,20	5,4
SD		0,97	0,61	1,22	1,47	0,49	0,90	0,64	1,04	0,54	29,07	2,0
min		0,09	0,29	0,43	1,07	0,28	1,72	0,38	1,24	3,87	0,65	3,4
max		4,82	2,56	4,31	6,54	2,08	5,36	2,98	5,13	6,18	135,76	10,6

Tab. 3.4.4. Wartości ładunków zanieczyszczeń wniesionych z opadem podkoronowym, w 2020 roku, na tle średnich wartości z wielolecia, na terenie zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY

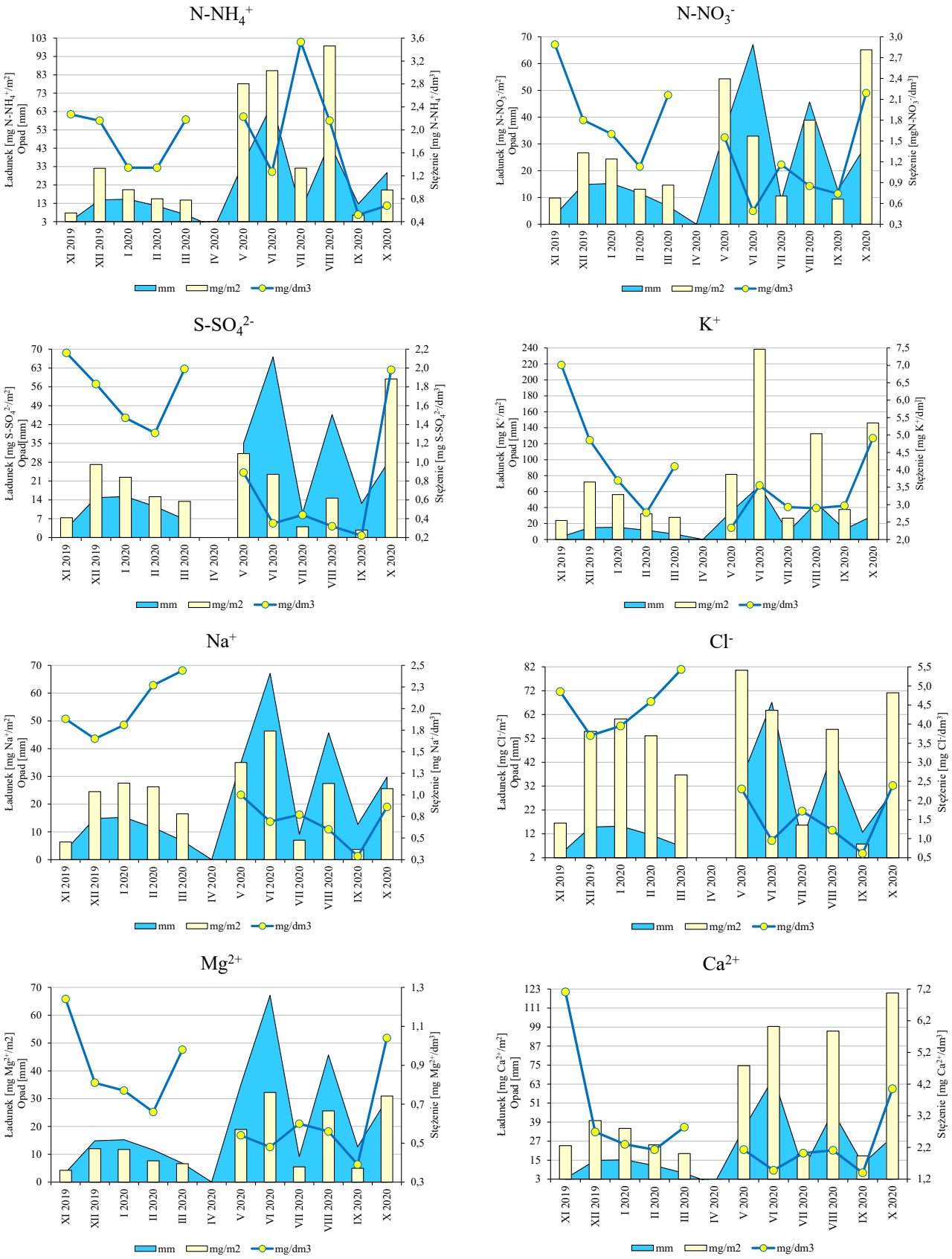
h	$S\text{-}SO_4$	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	Cl	Na	K	Mg	Ca	H
mm	$mg\ m^{-2}$								
Rok hydrologiczny 2020									
251,2	220,51	299,73	411,49	515,99	246,26	874,67	160,31	570,02	0,28
Wielolecie 1998-2018									
279,3	1194,84	282,81	424,58	841,78	239,29	856,25	265,62	745,17	2,29

Tab. 3.4.5. Średnie miesięczne stężenia zanieczyszczeń w opadzie podkoronowym, w 2020 roku, na terenie zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY

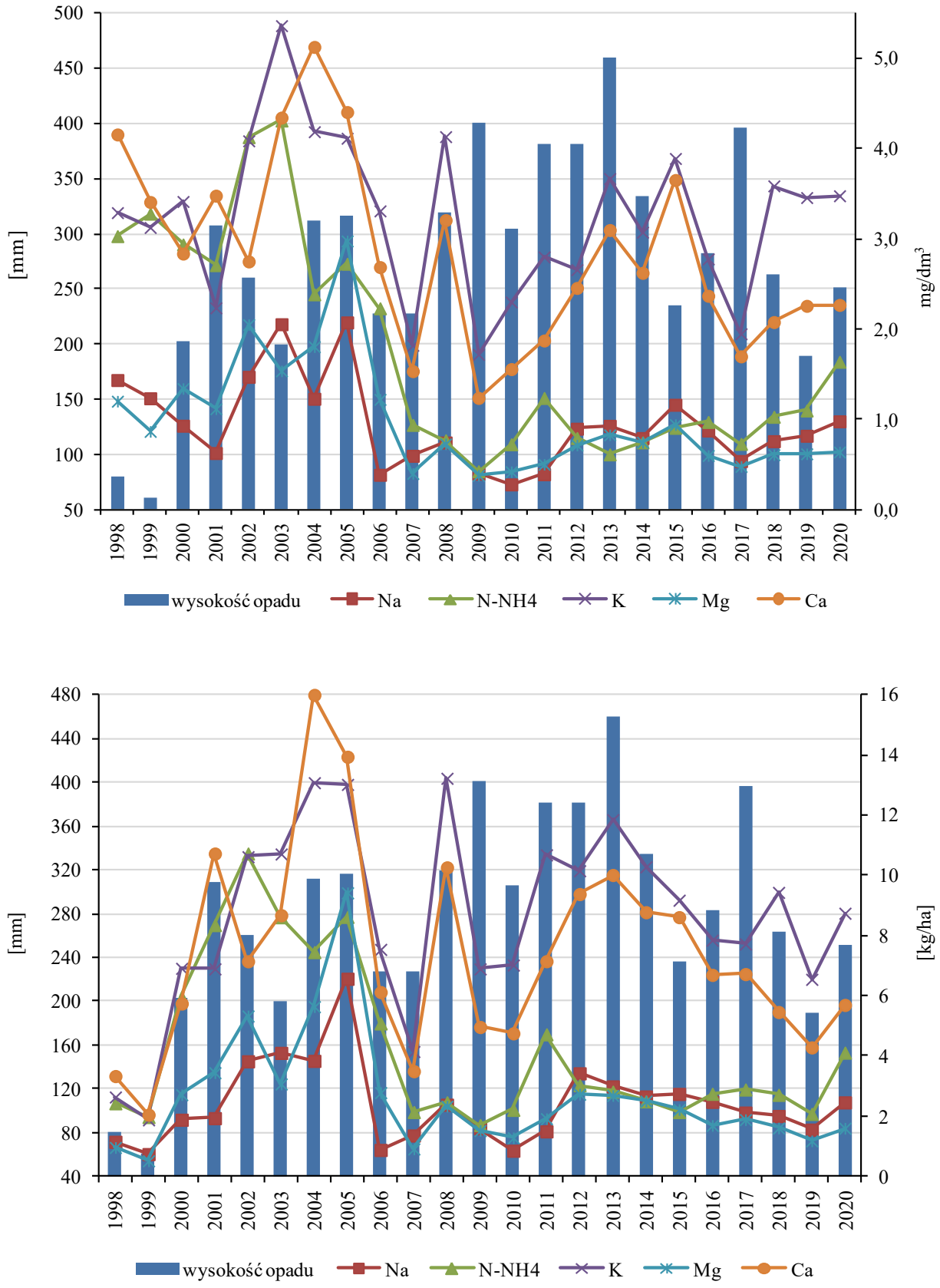
miesiąc	h	$S\text{-}SO_4$	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	Cl	Na	K	Mg	Ca	pH	H	SEC
	mm	$mg\ dm^{-3}$			[-]			$\mu g\ dm^{-3}$			$mS\ m^{-1}$	
XI	3,40	2,16	2,89	2,27	4,85	1,88	7,01	1,24	7,11	5,85	1,41	10,6
XII	14,84	1,83	1,80	2,16	3,70	1,65	4,85	0,81	2,69	5,47	3,39	6,9
I	15,23	1,47	1,60	1,34	3,95	1,81	3,69	0,77	2,30	5,48	3,29	6,2
II	11,57	1,31	1,13	1,34	4,59	2,27	2,77	0,66	2,13	5,65	2,23	5,1
III	6,76	1,99	2,16	2,18	5,43	2,44	4,10	0,98	2,84	5,51	3,11	7,3
IV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
V	35,04	0,89	1,55	2,23	2,30	1,00	2,33	0,54	2,13	6,25	0,56	5,3
VI	67,14	0,35	0,49	1,27	0,95	0,69	3,55	0,48	1,48	6,26	0,55	3,3
VII	9,10	0,44	1,16	3,53	1,72	0,77	2,93	0,60	2,02	6,67	0,22	5,3
VIII	45,71	0,32	0,85	2,16	1,22	0,60	2,90	0,56	2,11	6,31	0,49	3,9
IX	12,66	0,22	0,74	0,52	0,61	0,29	2,97	0,39	1,40	6,23	0,59	3,0
X	29,76	1,98	2,19	0,68	2,39	0,86	4,91	1,04	4,05	5,92	1,19	4,4
Rok hydrolog.	251,2	0,88	1,19	1,64	2,05	0,98	3,48	0,64	2,27	5,96	1,10	4,6

Tab. 3.4.6. Wartości miesięcznych ładunków zanieczyszczeń opadzie podkoronowym, w 2020 roku, na terenie zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY

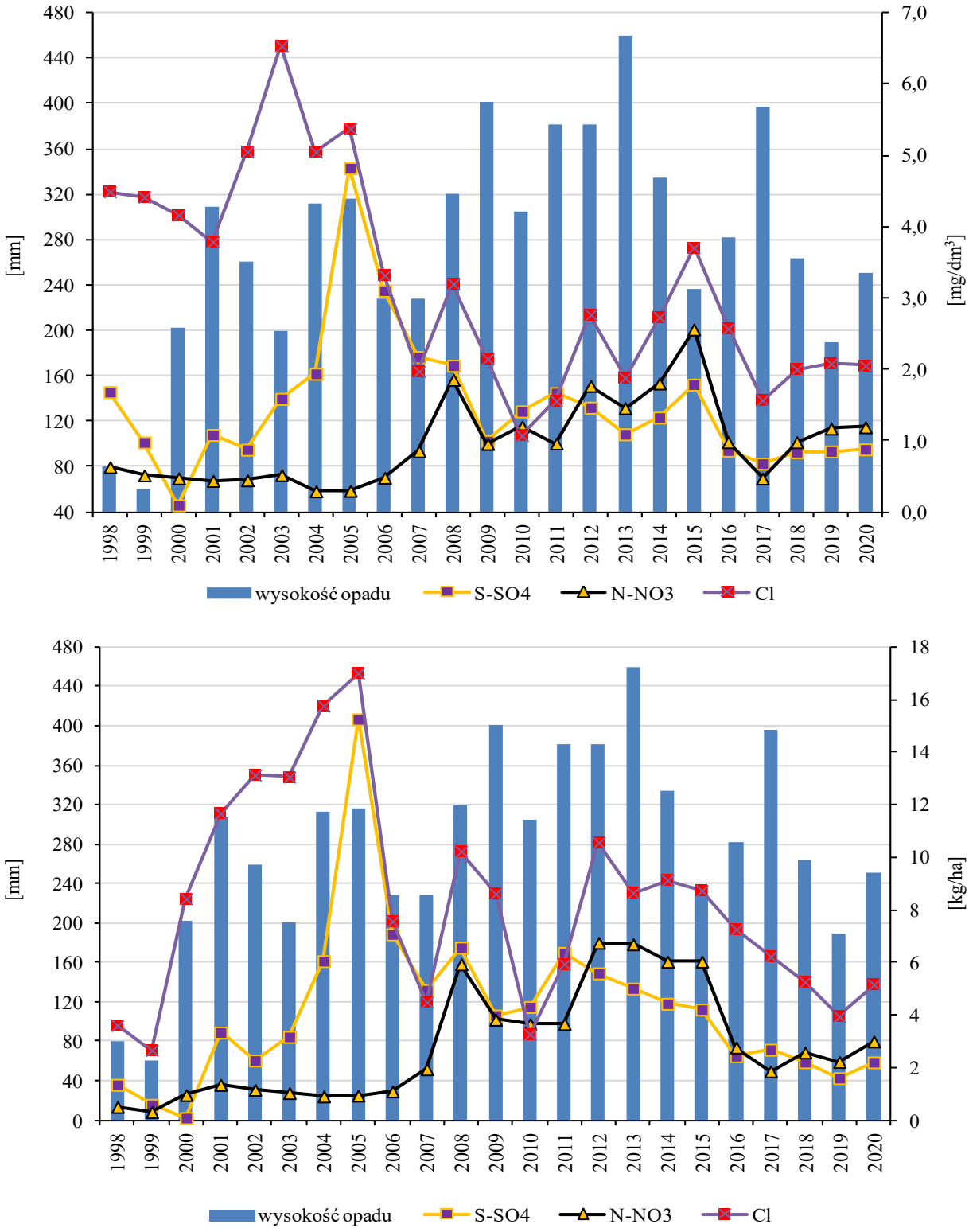
miesiąc	h [mm]	$S\text{-}SO_4$	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	Cl	Na	K	Mg	Ca	H
		mg m^{-2}								
XI	3,40	7,34	9,83	7,72	16,49	6,39	23,83	4,22	24,17	4,80
XII	14,84	27,16	26,71	32,05	54,91	24,49	71,97	12,02	39,92	50,28
I	15,23	22,39	24,37	20,41	60,16	27,57	56,20	11,73	35,03	50,06
II	11,57	15,16	13,07	15,50	53,11	26,26	32,05	7,64	24,64	25,85
III	6,76	13,45	14,60	14,74	36,71	16,49	27,72	6,62	19,20	21,04
IV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
V	35,04	31,18	54,30	78,13	80,58	35,04	81,63	18,92	74,62	19,66
VI	67,14	23,50	32,90	85,27	63,78	46,33	238,35	32,23	99,37	37,19
VII	9,10	4,00	10,56	32,12	15,65	7,01	26,66	5,46	18,38	1,96
VIII	45,71	14,63	38,85	98,73	55,77	27,43	132,56	25,60	96,45	22,21
IX	12,66	2,79	9,37	6,58	7,72	3,67	37,60	4,94	17,72	7,45
X	29,76	58,91	65,16	20,23	71,11	25,59	146,10	30,95	120,51	35,38
Rok hydrolog.	251,2	220,51	299,73	411,49	515,99	246,26	874,67	160,31	570,02	0,28



Ryc. 3.4.9. Ładunki sumaryczne i średnie miesięczne stężenia anionów i kationów w opadzie podkoronowym, na tle miesięcznych sum wysokości opadu podkoronowego, w roku hydrologicznym 2020



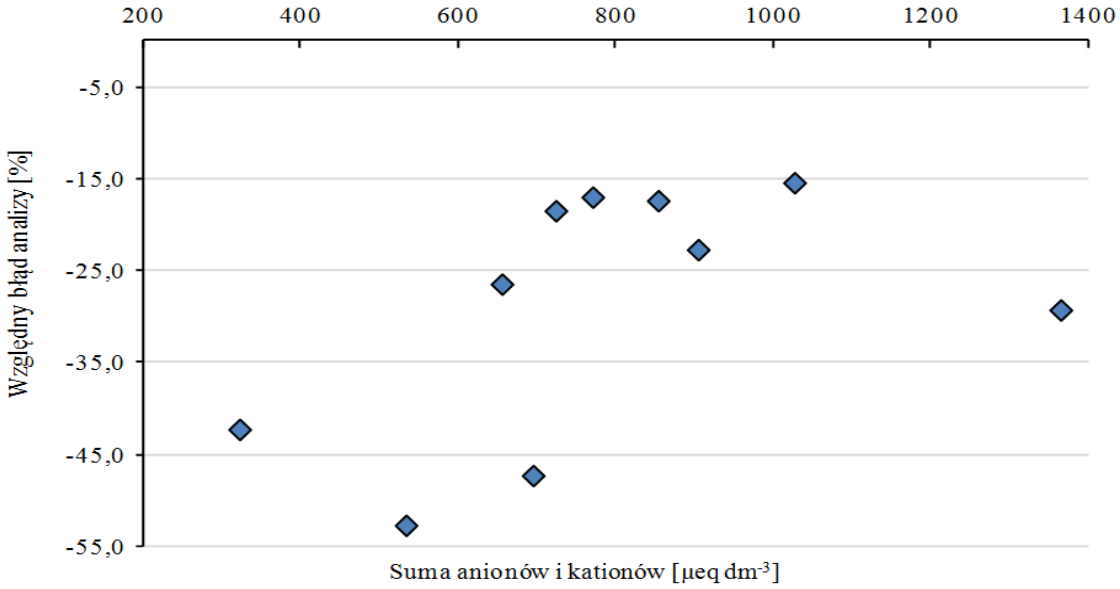
Ryc. 3.4.10. Średnie roczne stężenia i sumaryczne ładunki kationów wniesione do podłoża z opadem podkoronowym, w latach 1998-2020



Ryc. 3.4.11. Średnie roczne stężenia i sumaryczne ładunki anionów wniesione do podłoża z opadem podkoronowym, w latach 1998-2020

Tak, jak dla wszystkich wód, tak i dla próbek opadów podkoronowych przeprowadzono kontrolę, jakości wyników, wykonując bilans jonów. Na rysunku 3.4.12 przedstawiono względne błędy analiz próbek opadów pobranych pod drzewami odniesione do sumy stężenia głównych jonów, przeliczonego na µeq/dm^3.

Względne błędy analiz próbek opadów podkoronowych były znacząco większe w porównaniu do próbek opadów atmosferycznych pochodzących z otwartej przestrzeni (gdzie na ogół nie przekraczały 15%). Dla wszystkich próbek opadu podkoronowego względny błąd analizy przyjmował wartości ujemne, co oznacza, że w próbkach tych przeważały jony dodatnie. Również w ten sposób przejawia się zmiana składu chemicznego opadów po przejściu przez korony drzew – opady ulegają wzbogaceniu w kationy spłukiwane lub wypłukiwane z koron drzew. Z pośród 11 miesięcznych próbek opadu podkoronowego, żadna nie spełniła założeń bilansu jonowego, mogło być to spowodowane zanieczyszczeniem prób substancją organiczną, pochodzącą z drzew.



Ryc. 3.4.12. Względny błąd analizy próbek opadu podkoronowego w 2020 roku

3.5. Chemizm roztworów glebowych

Roztwory glebowe, wraz z rozpuszczonymi w nich związkami mineralnymi i organicznymi, są jedną z głównych składowych gleb. Na charakter roztworów glebowych wpływ mają m.in. opady atmosferyczne (opady podkoronowe), wnoszące do gleby pierwiastki biorące udział w kształtowaniu odczynu roztworów glebowych.

W 2020 roku pobranie roztworów glebowych było możliwe od maja do października (z trzech poziomów), z wyjątkiem sierpnia, kiedy to na głębokości 30 cm nie uzyskano wody glebowej, natomiast na głębokości 10 cm uzyskano w tym miesiącu próbę niepełną, co spowodowało brak możliwości oznaczenia w próbie azotu amonowego, przewodności elektrolitycznej, odczynu i wodorowęglanów. Przyczyną tego były najprawdopodobniej dość niskie opady atmosferyczne w miesiącu poprzednim (25,4 mm) oraz dość wysoka średnia temperatura w lipcu (17,4ºC) i sierpniu (18,4ºC). Czynniki te mogły doprowadzić do niewystarczającego wysycenia gleby wodą. Przyczyny braku wody glebowej można również

upatrywać w bardzo wysokiej intercepcji (ok. 60%), czyli zdolności szaty roślinnej do zatrzymywania wody opadowej.

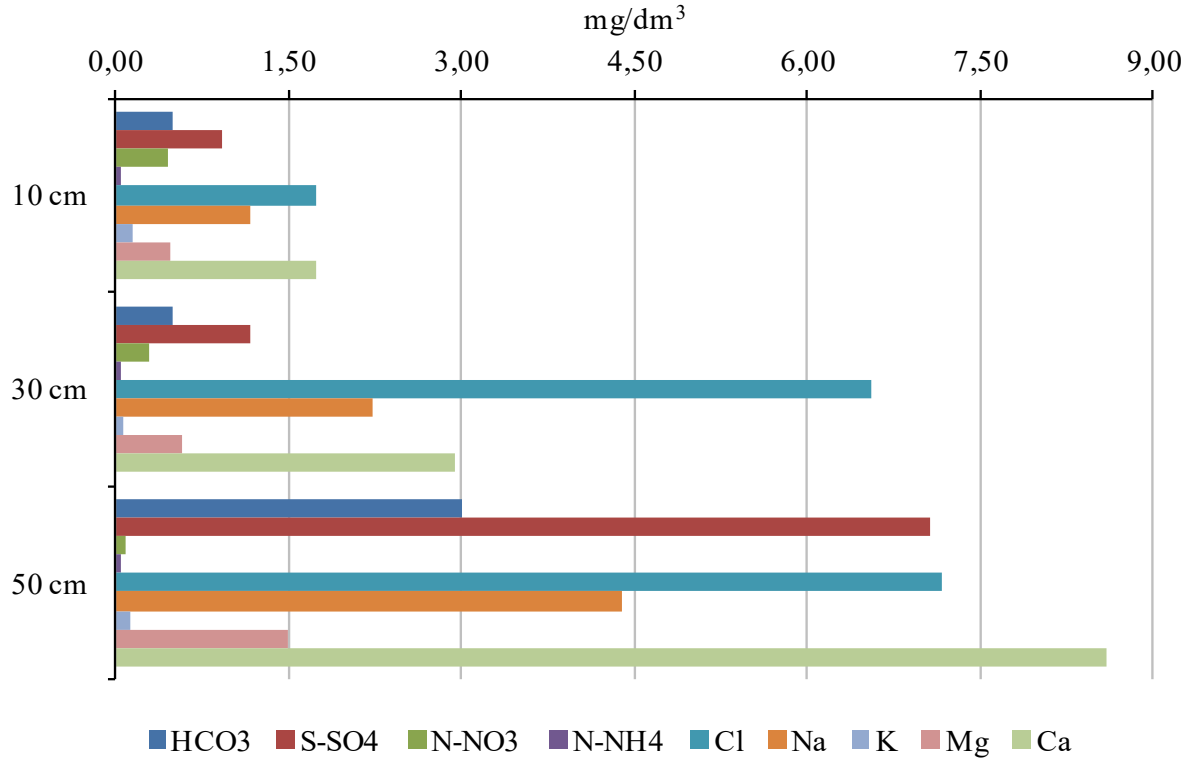
W 2020 roku przeciętny odczyn wód opadowych z terenu zlewni badawczej, docierających do powierzchni gleby przez korony drzew, był kwaśny - pH=5,96 (według klasyfikacji dla odczynu gleb, Bednarek i in. 2004). Roztwory glebowe pobrane z głębokości 10 cm charakteryzowały się średnią wartością pH=5,11 (odczyn kwaśny), a z głębokości 30 cm - pH=4,60 (odczyn silnie kwaśny). Na głębokości 50 cm nastąpiło jednak wzbogacenie roztworów w składniki alkaliczne i wartość pH wzrosła do 5,33 – uzyskując w dalszym ciągu odczyn kwaśny (kategoryzacja dla pH w H_2O, wg Bednarek i in. 2004) (Tab. 3.5.1).

Przewodność elektrolityczna, która jest miarą zawartości jonów w roztworze, wyraźnie wzrastała wraz z głębokością. Opad podkoronowy docierający do wierzchniej warstwy gleby charakteryzował się średnią przewodnością znacznie podwyższoną (4,6 mS m^{-1}). Na głębokościach 10 i 30 cm roztwory glebowe charakteryzowały się średnią przewodnością równą kolejno 3,2 - przewodność znacznie podwyższona i 4,6 mS m^{-1} - przewodność mocno podwyższona, a na głębokości 50 cm wynosiła ona już 9,2 mS m^{-1} - przewodność silnie podwyższona (Tab. 3.5.1). Zatem, woda przechodząc przez półmetrową warstwę gleby wzbogaciła się prawie trzykrotnie w jony wymywane z gleby.

Wapń, sód, magnez i potas, to główne pierwiastki zasadowe biorące udział w kształtowaniu odczynu roztworów glebowych w całym badanym profilu. Średnie wartości stężeń obliczone dla całego badanego profilu wynosiły: dla wapnia – 4,42 mg dm^{-3} (spadek o ponad 13% w stosunku do roku poprzedniego), dla sodu – 2,59 mg dm^{-3} (wzrost prawie o 14% w stosunku do roku poprzedniego) i dla magnezu 0,85 mg dm^{-3} (spadek prawie o 21% niż w roku poprzednim). Ich stężenia w roztworach glebowych wzrastały wraz z głębokością. Natomiast stężenie potasu na pierwszym poziomie było najwyższe w profilu i wynosiło 0,14 mg dm^3, natomiast na głębokości 30 i 50 cm wynosiło kolejno 0,07 mg dm^3 i 0,12 mg dm^3. W przypadku wapnia jego średnie stężenie na głębokości 10 cm wynosiło 1,73 mg dm^{-3}, na głębokości 30 cm wzrosło do 2,94 mg dm^{-3}, a na głębokości 50 cm wzrosło aż do 8,60 mg dm^{-3} (było zatem prawie 5-krotnie wyższe niż na głębokości 10 cm). Stężenia magnezu były znacznie mniejsze niż wapnia - od 0,47 mg dm^{-3} na głębokości 10 cm, 0,58 mg dm^{-3} na 30 cm, do 1,50 mg dm^{-3} na głębokości 50 cm (ponad 3-krotnie wyższe niż na głębokości 10 cm). Wysokie różnice w stężeniach, na obu skrajnych głębokościach, stwierdzono w przypadku sodu - prawie 4-krotnie wyższe stężenia zarejestrowano na głębokości 50 cm (na 10 cm – 1,17 mg dm^{-3}, na 30 cm – 2,22 mg dm^{-3}, na 50 cm – 4,38 mg dm^{-3}). Pod względem wartości stężeń badane kationy zostały uszeregowane w następujący sposób: Ca>Na>Mg>K.

Główne aniony analizowane w roztworach glebowych, czyli siarka siarczanowa i chlor, wykazują na wzrost stężenia wraz z głębokością. W przypadku siarki siarczanowej wzrost średniego rocznego stężenia na pierwszych dwóch poziomach jest nieznaczny, wynosi on kolejno dla poziomu 10 cm 0,93 mg dm^{-3} i 1,16 mg dm^{-3} dla poziomu 30 cm, natomiast wzrost średniego rocznego stężenia siarki zauważalny jest na głębokości 50 cm - do 7,07 mg dm^{-3}. W przypadku chloru, którego stężenie na pierwszym poziomie było niewielkie (1,75 mg dm^{-3}), duży wzrost średniego rocznego stężenia zauważono od głębokości 30 cm (6,56 mg dm^{-3}), a na głębokości 50 cm wzrosło do 7,17 mg dm^{-3}.

W badanych roztworach glebowych stwierdzono wzrost stężenia prawie wszystkich składników roztworów glebowych wraz ze wzrostem głębokości. Wyjątki stanowiły azot azotanowy, którego stężenia malały wraz z głębokością, potas który najniższą wartość osiągnął na głębokości 30 cm (0,07 mg dm^{-3}), a najwyższą na 10 cm (0,14 mg dm^{-3}), kolejnym wyjątkiem jest glin z maksymalnym stężeniem na głębokości 30 cm (1 403,04 µg dm^{-3}), a minimalnym na 50 cm (839,07 µg dm^{-3}), ostatnim wyjątkiem jest mangan, który podobnie jak glin maksimum osiągnął na 30 cm (20,34 µg dm^{-3}), natomiast minimalne stężenie na 10 cm głębokości (10,80 µg dm^{-3}). Właściwości fizykochemiczne roztworów glebowych przedstawione zostały w tabelach 3.5.1a-c i 3.5.2 oraz na rycinie 3.5.1.



Ryc. 3.5.1. Średnie roczne stężenia anionów i kationów w roztworach glebowych na różnych głębokościach, w roku hydrologicznym 2020, w zlewni badawczej Stacji WIGRY

Tab. 3.5.1.a Właściwości fizykochemiczne roztworów glebowych na głębokości 10 cm (charakterystyki roczne)

charakterystyka	HCO_3	$S\text{-}SO_4$	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	Cl	Na	K	Mg	Ca	pH	H	$P_{ogól.}$	Al	SEC
	$mg \cdot dm^{-3}$									[-]	$\mu g \cdot dm^{-3}$	$mS \cdot m^{-1}$	$\mu g \cdot dm^{-3}$	mS/cm
Rok 2020														
średnia	0,50	0,93	0,46	0,03	1,75	1,17	0,14	0,47	1,73	5,12	8,21	2,67	994,3	3,2
SD	0,00	0,28	0,27	0,01	1,86	0,42	0,09	0,14	0,59	0,20	3,75	0,41	237,8	0,5
min	0,50	0,38	0,19	0,03	0,44	0,60	0,05	0,30	0,80	4,91	4,70	2,50	630,8	2,7
max	0,50	1,15	0,85	0,05	5,34	1,90	0,30	0,70	2,50	5,33	12,44	3,50	1351,8	3,8
Wielolecie 2016-2019														
średnia	3,20	1,22	2,22	0,04	2,31	1,11	0,33	0,88	3,59	5,11	9,25	9,84	1078,5	5,2
SD	2,09	0,41	1,94	0,01	2,34	0,57	0,12	0,37	1,99	0,28	5,87	3,30	83,5	1,9
min	1,33	0,77	0,33	0,03	1,01	0,72	0,20	0,60	2,10	4,76	3,93	5,70	956,3	3,6
max	6,10	1,58	4,91	0,05	5,82	1,95	0,48	1,42	6,47	5,40	17,34	12,50	1142,0	7,8

Tab. 3.5.1.b Właściwości fizykochemiczne roztworów glebowych na głębokości 30 cm (charakterystyki roczne)

charakterystyka	HCO_3	$S\text{-}SO_4$	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	Cl	Na	K	Mg	Ca	pH	H	$P_{ogól.}$	Al	SEC
	$mg \cdot dm^{-3}$									[-]	$\mu g \cdot dm^{-3}$	$mS \cdot m^{-1}$	$\mu g \cdot dm^{-3}$	mS/cm
Rok 2020														
średnia	0,50	1,16	0,28	0,03	6,56	2,22	0,07	0,58	2,94	4,90	13,20	3,46	1403,0	4,9
SD	0,00	0,08	0,09	0,01	1,88	0,58	0,03	0,04	0,35	0,17	4,75	1,65	89,2	1,0
min	0,50	1,10	0,19	0,03	4,90	1,70	0,05	0,50	2,50	4,69	6,90	2,50	1326,3	4,1
max	0,50	1,30	0,40	0,05	9,69	3,10	0,10	0,60	3,30	5,16	20,29	6,30	1503,2	6,3
Wielolecie 2016-2019														
średnia	2,92	1,25	3,27	0,03	3,01	1,73	0,23	1,00	4,81	5,01	10,81	7,88	1408,0	36,3
SD	2,40	0,46	4,05	0,02	2,19	1,40	0,12	0,61	3,83	0,21	4,77	5,53	494,3	17,0
min	0,50	0,77	0,20	0,03	1,01	0,72	0,05	0,60	2,44	4,76	6,14	1,50	956,3	12,9
max	6,10	1,76	9,23	0,05	5,12	3,73	0,32	1,91	10,52	5,26	17,34	12,50	2083,7	53,6

Tab. 3.5.1.c Właściwości fizykochemiczne roztworów glebowych na głębokości 50 cm (charakterystyki roczne)

charakterystyka	HCO_3	$S\text{-}SO_4$	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	Cl	Na	K	Mg	Ca	pH	H	$P_{ogól.}$	Al	SEC
	$mg \cdot dm^{-3}$									[-]	$\mu g \cdot dm^{-3}$	$mS \cdot m^{-1}$	$\mu g \cdot dm^{-3}$	mS/cm
Rok 2020														
średnia	3,01	7,07	0,08	0,04	7,17	4,38	0,12	1,50	8,60	5,54	5,42	4,32	839,1	9,3
SD	1,00	1,97	0,16	0,01	2,85	0,58	0,04	0,48	2,59	0,47	7,72	2,46	214,5	2,1
min	1,83	4,53	0,01	0,03	4,54	3,90	0,10	1,10	6,70	4,70	1,13	2,50	593,2	7,2
max	4,30	10,00	0,41	0,06	11,60	5,50	0,20	2,30	13,40	5,95	20,90	7,70	1118,4	12,9
Wielolecie 2016-2019														
średnia	4,33	6,67	6,84	0,05	6,76	5,76	0,19	2,78	15,39	5,51	3,20	9,10	1532,0	105,86
SD	1,80	2,92	8,23	0,05	6,46	2,76	0,14	1,15	6,32	0,14	0,74	4,35	440,3	75,34
min	2,00	4,33	0,41	0,03	2,52	3,23	0,10	1,72	9,20	5,39	2,35	3,40	1157,0	21,70
max	6,10	10,82	18,87	0,12	16,37	9,34	0,39	4,21	21,23	5,71	4,09	12,50	2166,1	205,00

Tab. 3.5.2. Miesięczne właściwości fizykochemiczne roztworów glebowych na badanych głębokościach, w roku hydrologicznym 2020, w zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY

Charakterystyka	HCO_3	$S\text{-}SO_4$	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	Cl	Na	K	Mg	Ca	pH	H	Pogól.	Al	Mn	SEC
	$mg\ dm^{-3}$									[-]	$\mu g\ dm^{-3}$				$mS\ m^{-1}$
		głębokość 10 cm													
V	pH<4,5	1,10	0,85	0,05*	1,90	1,10	0,10	0,70	2,20	4,91	12,44	5,0*	1007,0	13,5	3,8
VI	1,00*	0,90	0,31	0,05	1,50	1,20	0,10	0,50	1,80	5,33	4,70	5,0*	1113,3	10,6	3,6
VII	pH<4,5	1,15	0,19	0,05*	5,34	1,90	0,10*	0,50	2,50	5,18	6,55	5,0*	1351,8	18,0	2,7
VIII	-	0,38	0,20	-	0,44	0,60	0,10	0,30	0,80	-	-	5,0*	630,8	5,4	-
IX	1,00*	0,97	0,56	0,05*	0,84	1,10	0,20	0,40	1,60	5,27	5,31	5,0*	949,6	8,1	2,9
X	pH<4,5	1,05	0,65	0,05*	0,45	1,10	0,30	0,40	1,50	4,92	12,06	7,0*	913,3	9,2	2,9
	głębokość 30 cm														
V	1,00*	1,30	0,40	0,05*	4,90	1,70	0,10	0,60	2,80	5,16	6,90	6,3	1326,3	17,0	4,1
VI	1,00*	1,10	0,20	0,05	6,30	1,90	0,10	0,60	2,80	4,88	13,14	5,0*	1336,7	18,0	4,5
VII	pH<4,5	1,15	0,19	0,05*	5,34	1,90	0,10*	0,50	2,50	4,89	12,88	5,0*	1351,8	18,0	4,2
VIII	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

IX	pH<4,5	1,16	0,27	0,05*	9,69	3,10	0,10*	0,60	3,30	4,89	12,78	5,0*	1497,2	27,0	6,3
X	pH<4,5	1,10	0,33	0,05*	6,59	2,50	0,10*	0,60	3,30	4,69	20,29	7,0*	1503,2	21,7	5,6
	głębokość 50 cm														
V	1,83	10,00	0,41	0,06	11,60	5,50	0,10	2,30	13,40	4,70	20,9	5,0*	819,9	16,1	12,9
VI	3,05	8,70	0,02*	0,05*	9,70	4,50	0,10	1,80	9,60	5,29	5,09	5,0*	1118,4	15,7	10,8
VII	3,54	6,89	0,02*	0,05*	6,51	4,10	0,10	1,50	8,00	5,61	2,45	7,2	1017,9	13,9	8,7
VIII	1,83	5,96	0,02*	0,05*	5,80	3,90	0,10	1,10	7,00	5,88	1,32	7,7	593,2	7,4	8,2
IX	3,50	6,36	0,02*	0,05*	4,54	4,20	0,20	1,10	6,90	5,95	1,13	5,0*	599,9	6,2	8,2
X	4,30	4,53	0,02*	0,05*	4,86	4,10	0,10	1,20	6,70	5,78	1,64	7,0*	885,1	9,0	7,2

* wartość poniżej progu wykrywalności

3.6. Wody podziemne

W roku hydrologicznym 2020 pomiary głębokości do zwierciadła wód podziemnych, w piezometrach 007, 055 i 056, wykonywano za pomocą automatycznych urządzeń pomiarowych. Pomiary w piezometrach odbywały się dwa razy na dobę, a do analizy przyjmowano ich średnią arytmetyczną. Wyniki pomiarów poddano analizie statystycznej, określono położenie zwierciadła względem stanów charakterystycznych. Lokalizację piezometrów, stacji meteo i wodowskazów na Czarnej Hańczy i jez. Wigry, których wyniki obserwacji również wykorzystano przy ocenie sytuacji hydrogeologicznej, przedstawiono na ryc. 3.6.1.

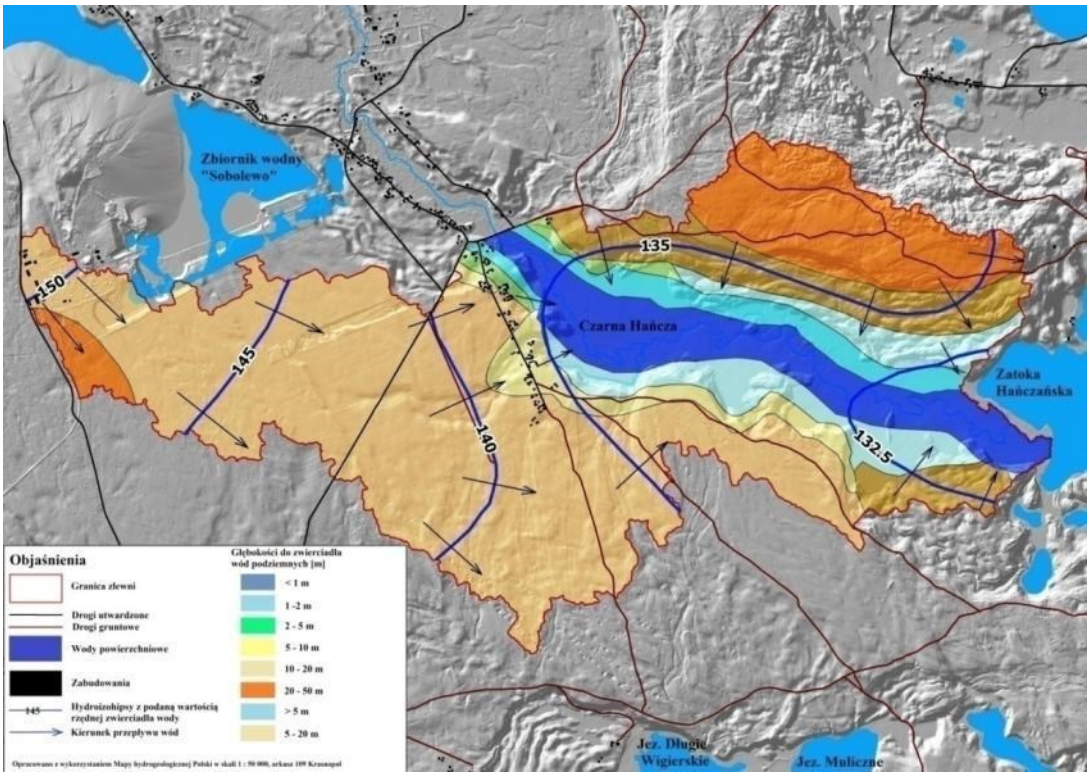
Ryc. 3.6.1. Lokalizacja piezometrów 007, 055, 056 oraz stacji meteo i wodowskazów w obszarze badań

W piezometrze 007, z częstotliwością raz na kwartał, w dniach: 03.12.2019 oraz 4.02.2020, 2.06.2020 i 1.09.2020, pobierano próbki wody do oznaczeń fizykochemicznych i chemicznych w zakresie: temperatura, odczyn pH, przewodność właściwa, tlen, BZT_5, siarka siarczanowa, azot azotanowy, azot amonowy, wodorowęglany, chlorki, sód, potas, wapń, magnez, fosfor ogólny. Wyniki oznaczeń poddano analizie statystycznej. Określono również ich typ i stan chemiczny. Przedstawiony wyżej zakres badań w całości wypełniał wymagania określone dla programu podstawowego F2 wody podziemne.

Ocena sytuacji hydrogeologicznej w roku hydrologicznym 2020

W ocenie sytuacji hydrologicznej w obrębie zlewni badawczej ZMŚP Wigry w roku 2020, wzięto pod uwagę zarówno dynamikę zwierciadła jak i chemizm wód podziemnych. Aktualną sytuację hydrogeologiczną odniesiono do okresu wielolecia, wykorzystując w tym celu materiały archiwalne, nie tylko z monitoringu ale również z map hydrogeologicznych w skali 1 : 50 000. Skonfrontowano również, zmiany położenia zwierciadła wód podziemnych, ze zmiennością w czasie warunków meteorologicznych (opad atmosferyczny, temperatura powietrza i gruntu) oraz stanów wód powierzchniowych rzeki Czarnej Hańczy i jeziora Wigry.

Badany w ramach monitoringu, pierwszy od góry poziom wodonośny o zwierciadle swobodnym, zasilany jest w wyniku infiltracji opadu atmosferycznego i dopływem lateralnym wód podziemnych spoza obszaru zlewni. O fakcie zasilania lateralnego zlewni badawczej świadczy układ hydroizohips i wyznaczone w oparciu o nie kierunki przepływu wód podziemnych (ryc. 3.6.2.). W obrębie samej zlewni drenaż rzeki Czarna Hańcza jest dla wód podziemnych dominujący, podkreślają to dobrze, wyznaczone w oparciu o przebieg hydroizohips kierunki przepływu wód podziemnych skierowane ku rzece. Bezpośredni drenaż jeziora Wigry ma tu znaczenie drugorzędne.



Ryc. 3.6.2. Hydroizohipsy, kierunki przepływu i głębokości do zwierciadła wód podziemnych w obrębie zlewni badawczej

Niskie zasilanie infiltracyjne warstwy wodonośnej w roku 2020 wpłynęło na warunki kształtowania się chemizmu wód podziemnych. Wynikiem tego było dużo mniejsze, niż w latach

ubiegłych, sezonowe zmiany wartości wskaźników fizykochemicznych i chemicznych. Brak dostawy wód infiltracyjnych, przesączających się od powierzchni terenu, wstrzymał dopływ substancji rozpuszczonych w wodzie pochodzących z powierzchni terenu i gleby. Spowodowało to stabilizację składu chemicznego wód, bowiem o chemizmie wód podziemnych decydował przede wszystkim skład wód podziemnych dopływających spoza granic zlewni. Typ chemiczny wód podziemnych, wg. klasyfikacji Altowskiego i Szwieca, określono na wapniowo – magnezowo – wodorowęglanowe (Ca–Mg–HCO_3). Są to wody proste, 3–składnikowe o odczynie pH 7,5, a więc słabo zasadowe.

Stan zwierciadła wód podziemnych

Średnie roczne głębokości do zwierciadła wody podziemnej[1] SG_R w piezometrach 007, 055, 056, w roku 2020, wynosiły odpowiednio: 1190 cm, 1173 cm i 1416 cm (Tab.3.6.1). W piezometrze 007 średni roczny stan zwierciadła[2] w roku 2020 był o 22 cm niższy, niż w roku poprzednim oraz o 20 cm niższy niż średni poziom zwierciadła miarodajny dla okresu wielolecia reprezentatywnego 1999-2018. Amplituda między minimalnym NG_R (1199 cm) imaksymalnym WG_R (1182 cm) rocznym stanem zwierciadła wyniosła 17 cm (Tab. 3.6.2, 3.6.3). W piezometrach 055 i 056 obniżenie się poziomu zwierciadła, względem roku poprzedniego, było większe i wynosiło odpowiednio 21 cm i 27 cm. Różnica między maksymalnym i minimalnym położeniem zwierciadeł wynosi w piezometrze 055 – 22 cm, a w piezometrze 056 – 31 cm.

Tab. 3.6.1. Średnie miesięczne stany wód podziemnych SG_M [cm] w roku hydrologicznym 2020, w piezometrach 007, 055 i 056

Punkty pomiarowe	SG_M												SG_Z	SG_L	SG_R
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X			
007	1183	1185	1187	1187	1188	1189	1191	1193	1193	1196	1196	1198	1187	1194	1190
055	1162	1164	1166	1169	1171	1173	1175	1176	1178	1180	1181	1183	1168	1142	1173
056	1402	1405	1408	1410	1412	1414	1416	1419	1421	1424	1427	1430	1409	1423	1416

Tab. 3.6.2. Minimalne miesięczne stany wód podziemnych NG_M [cm], w roku hydrologicznym 2020, w piezometrach 007, 055 i 056

Punkty pomiarowe	NG_M												NG_Z	NG_L	NG_R
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X			
007	1185	1187	1188	1188	1188	1191	1192	1194	1195	1197	1198	1199	1191	1199	1199
055	1163	1165	1168	1170	1172	1174	1176	1177	1179	1180	1182	1184	1174	1184	1184
056	1404	1406	1410	1411	1413	1415	1418	1420	1423	1426	1428	1432	1415	1432	1432

Tab. 3.6.3. Maksymalne miesięczne stany wód podziemnych MG_M [cm], w roku hydrologicznym

[1] Głębokości do zwierciadła określono względem powierzchni terenu

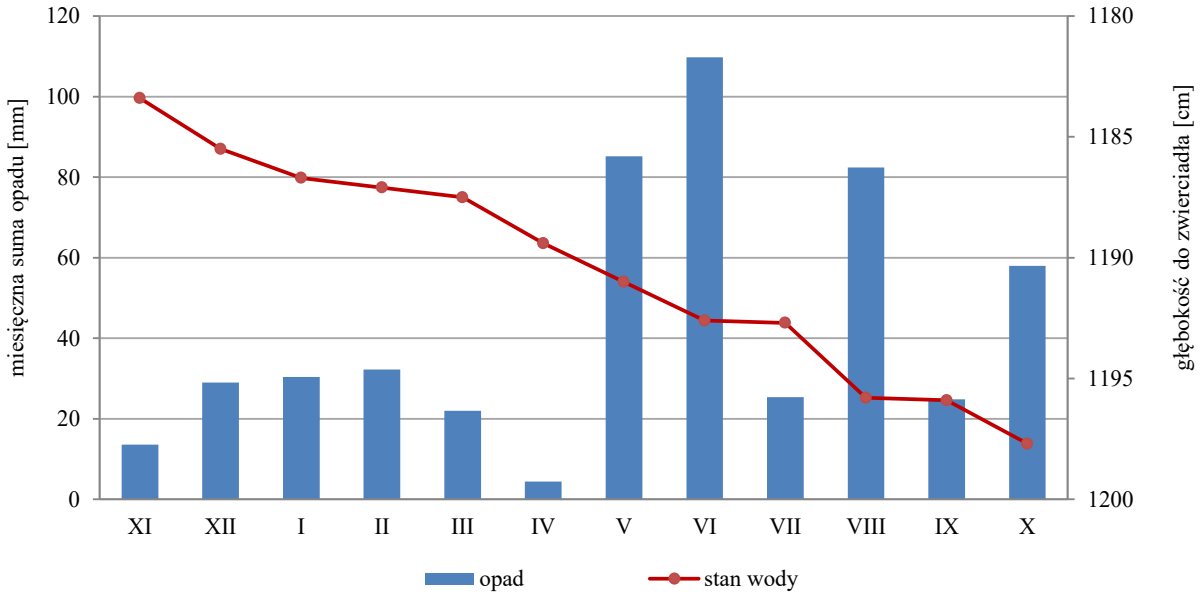
[2] Stan (poziom) zwierciadła jest odwrotnością jego głębokości mierzonej względem przyjętego punktu odniesienia

2020, w piezometrach 007, 055 i 056

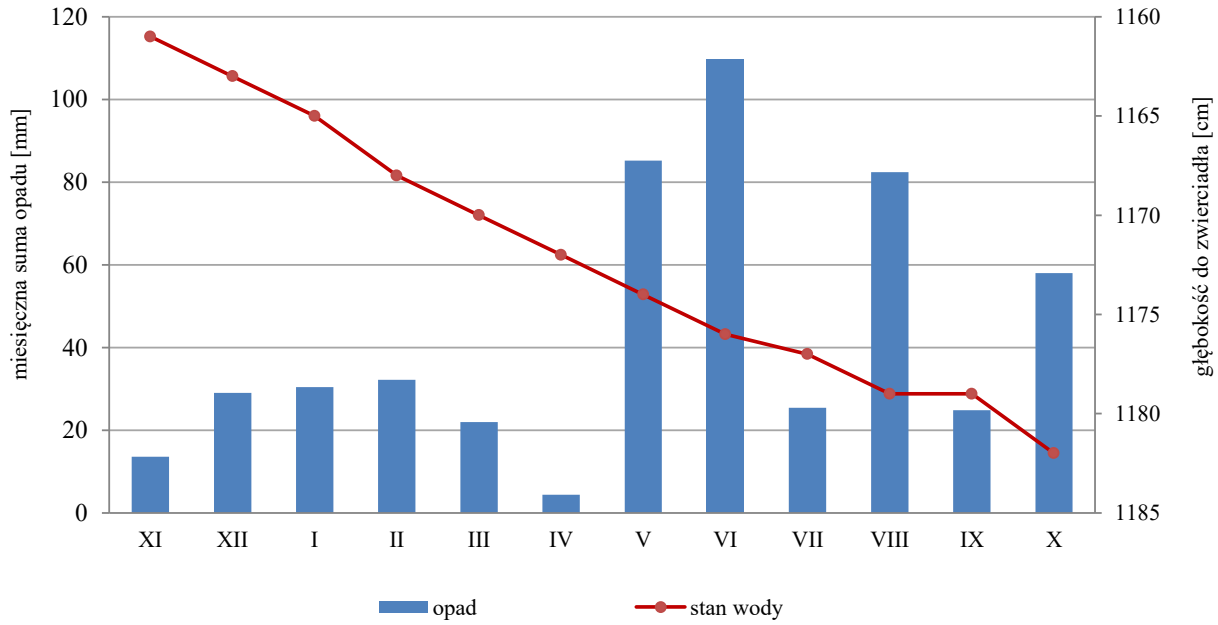
Punkty pomiarowe	MG_M												MG_Z	MG_L	MG_R
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X			
007	1182	1185	1186	1185	1187	1187	1190	1191	1191	1195	1194	1196	1182	1190	1182
055	1162	1163	1165	1168	1170	1172	1174	1175	1177	1179	1179	1182	1162	1174	1162
056	1401	1404	1406	1409	1411	1413	1415	1417	1420	1423	1425	1429	1401	1415	1401

Na ryc. 3.6.2 przedstawiono histogramy miesięcznych sum opadu atmosferycznego oraz wykresy średnich miesięcznych głębokości zwierciadła wód podziemnych w roku hydrologicznym 2020. Porównanie średnich miesięcznych położeń zwierciadła z sumami miesięcznymi opadu atmosferycznego wskazują że zwierciadło wód podziemnych nie reagowało na niską sumę opadów atmosferycznych, która w roku hydrologicznym 2020 wynosiła 517,2 mm.

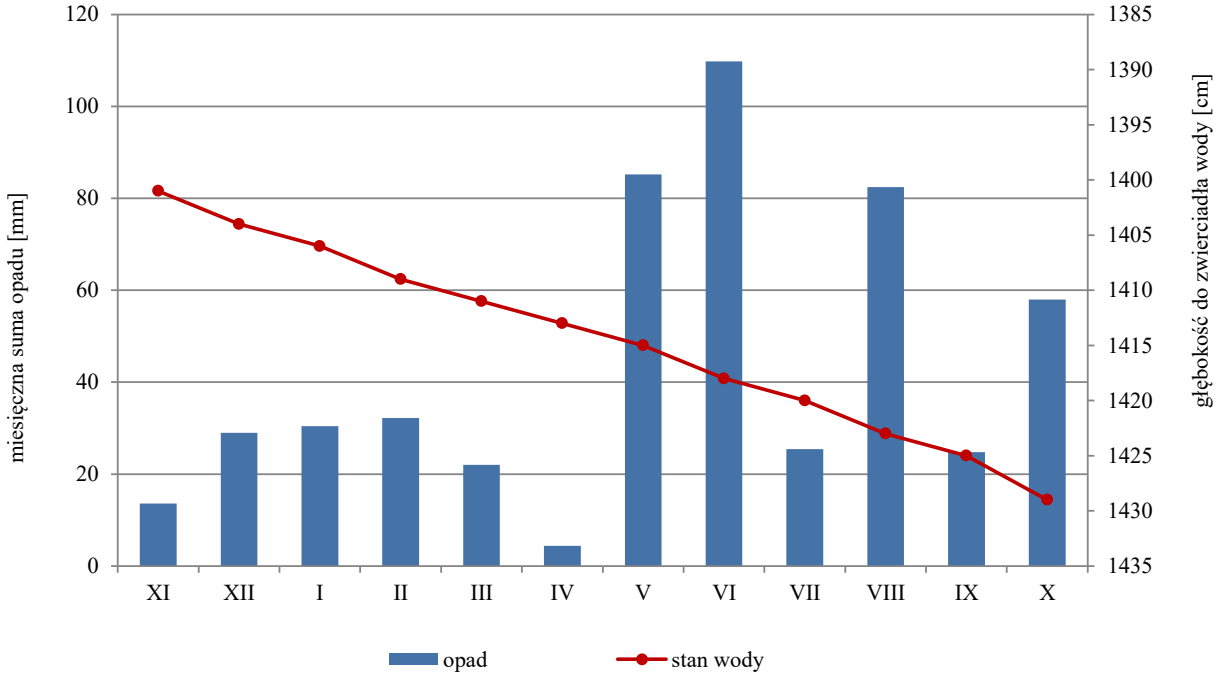
W piezometrze 007 (Ryc. 3.6.2a), zwierciadło wód podziemnych tylko nieznacznie zareagowało na wysokie opady. Na przełomie czerwca i lipca zaobserwowano chwilową stabilizację położenia zwierciadła wywołaną wysokimi opadami w maju i czerwcu (odpowiednio 85 i 110 mm). Podobnie reagowało zwierciadło na opady w piezometrze 055 (Ryc. 3.6.2b.); widzimy chwilową stabilizację położenia zwierciadła na przełomie sierpnia i września. Może to być reakcja na wysokie opady sierpniowe (82 mm) i opóźniona reakcja na wysokie opady w maju i czerwcu. W piezometrze 056 (Ryc. 6.3.2c.) stwierdzono brak reakcji na opady; zwierciadło w całym okresie roku hydrologicznego konsekwentnie się obniżało.



Ryc. 3.6.2a. Średnia miesięczna głębokość do zwierciadła wody podziemnej i miesięczna suma opadu atmosferycznego w 2020 roku, w Stacji Bazowej Wigry (piezometr 007)



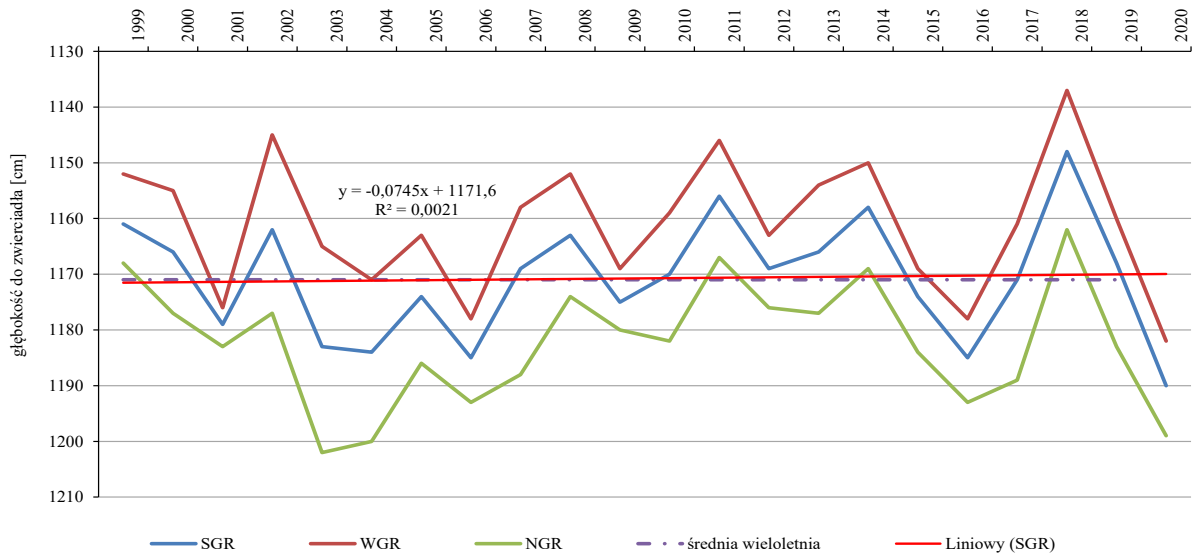
Ryc. 3.6.2b. Średnia miesięczna głębokość do zwierciadła wody podziemnej i miesięczna suma opadu atmosferycznego w 2020 roku, w Stacji Bazowej Wigry (piezometr 055)



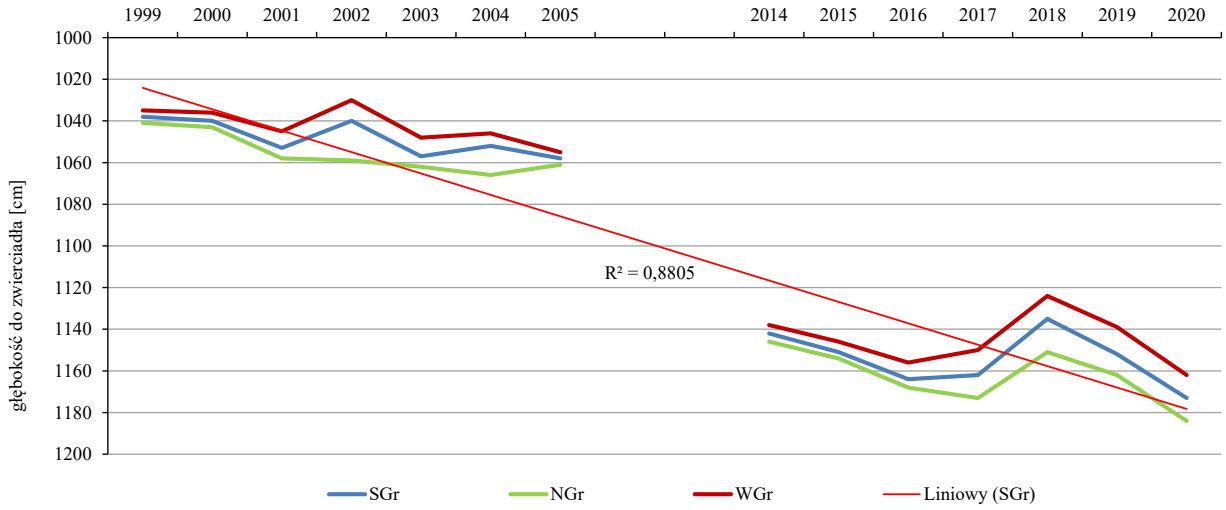
Ryc. 3.6.2c. Średnia miesięczna głębokość do zwierciadła wody podziemnej i miesięczna suma opadu atmosferycznego w 2020 roku, w Stacji Bazowej Wigry (piezometr 056)

Na rycinach 3.6.3a-c przedstawiono wykresy średnich rocznych głębokości do zwierciadła wód podziemnych w okresie całego okresu obserwacji. W piezometrze 007 (Ryc. 3.6.3a) obserwuje się generalną, nieznaczną tendencję do wzrostu średniego rocznego położenia zwierciadła wód podziemnych w okresie prezentowanego wielolecia, co podkreśla linia trendu prostoliniowego. Widoczna jest cykliczność zmian wieloletnich, z zaznaczającymi się okresami położenia zwierciadła niższymi niż średnia z wielolecia reprezentatywnego głębokość do

zwierciadła Hśr(w) = 1170 cm (w latach: 2001, 2003-2007, 2009-2010, 2015-2016), a niższymi (w latach 2002, 2008, 2011-2014, 2017-2020). Na tym tle położenia zwierciadła w roku 2020 prezentują się jako niższe od średniej z wielolecia reprezentatywnego 1999–2018, wynoszącej 1170 cm ppt.



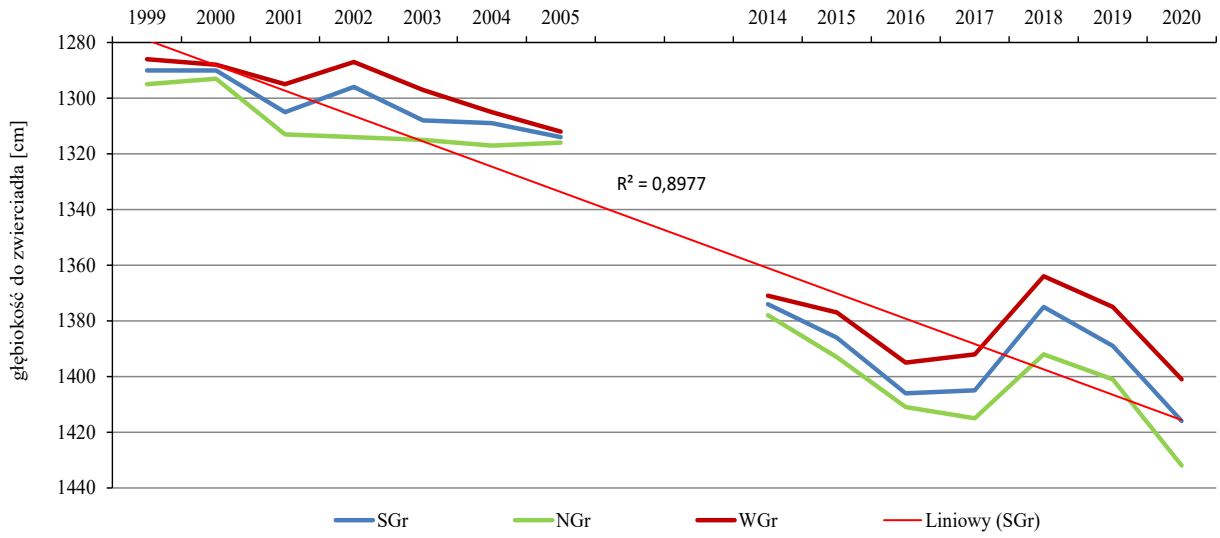
Ryc. 3.6.3a. Średnie roczne (SGR),maksymalne (WGR) i minimalne (NGR) stany zwierciadła wody podziemnej w Stacji Bazowej WIGRY, w piezometrze 007



Ryc. 3.6.3b. Średnie roczne (SGR),maksymalne (WGR) i minimalne (NGR) stany zwierciadła wody podziemnej w Stacji Bazowej WIGRY, w piezometrze 055

W piezometrach 055 i 056, z uwagi na luki w obserwacjach, brak jest możliwości określenia wiarygodnej charakterystyki statystycznej zmienności położenia zwierciadła w okresie wielolecia. Na ryc. 3.6.3b i c, przedstawiono wykresy zmienności średniej i ekstremalnych rocznych głębokości do zwierciadła w piezometrach 055 i 056, dla porównania z piez. 007 również w okresie wielolecia 1998-2020. Piezometry te zlokalizowano po zachodniej stronie Czarnej Hańczy, stąd charakterystyka zmian położenia zwierciadła w nich jest inna niż

w piezometrze 007. Obserwuje się generalny trend do zdecydowanego obniżania się zwierciadła, za wyjątkiem lat 2016 do 2018, gdy zwierciadło wód podziemnych podnosiło się. Jednak w roku 2019 wyraźnie widoczne jest załamanie się tego krótkotrwałego wzrostu i powrót do obniżania się położenie zwierciadła, kontynuowanego również w 2020 r.



Ryc. 3.6.3c. Średnie roczne (SGR),maksymalne (WGR) i minimalne (NGR) stany zwierciadła wody podziemnej w Stacji Bazowej WIGRY, w piezometrze 056

Charakterystyczne strefy stanów wód podziemnych

Strefy poziomów wód podziemnych określa się dla scharakteryzowania pozycji aktualnie obserwowanego położenia zwierciadła względem położeń charakterystycznych dla okresu wielolecia. Wyniki obserwacji położenia zwierciadła, wykonywane w Stacji Bazowej ZMŚP Wigry, pozwoliły na określenie stref stanów wód wyłącznie dla piezometru 007 zlokalizowanego w Sobolewie dla okresu wielolecia reprezentatywnego, za który przyjęto lata 1999-2018. Jest to okres, w którym liczba lat ze stanami niższymi niż średnie z wielolecia była równa liczbie lat ze stanami średnimi wyższymi. W tabeli 3.6.4 podano wartości graniczne stref stanów wysokich – Hg oraz stref stanów niskich – Hd.

Tab. 3.6.4. Wartości graniczne stref stanów wód podziemnych w punkcie pomiarowym 007 dla wielolecia reprezentatywnego 1999-2018 [cm]

Wartości graniczne stanów	
Hd	1176
Hg	1165

W tabeli 3.6.5 podano liczbę dni w roku hydrologicznym 2020, w piezometrze 007, w których położenie zwierciadła wód podziemnych lokowało się w poszczególnych strefach stanów wód podziemnych. W całym roku hydrologicznym 2020 w piezometrze 007 zwierciadło wód podziemnych było tylko w strefie stanów niskich.

Tab. 3.6.5. Liczba dni charakterystycznych w punkcie pomiarowym 007 w 2020 roku

Dni	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok	Uwagi
≥ Hg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dni wysokiej wody
Hg ÷Hd	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dni średniej wody
≤Hd	30	31	31	29	31	30	31	30	31	31	30	31	366	Dni niskiej wody

Miesięczny wskaźnik zmian retencji, wskaźnik zagrożenia niżówką hydrogeologiczną

W tabeli 3.6.6 zestawiono wyniki obliczeń miesięcznego wskaźnika zmian retencji, w piezometrach 007, 055 i 056. W roku hydrologicznym 2020 wskaźnik miesięcznych zmian retencji we wszystkich miesiącach pozostawał bez zmian, mimo że położenia zwierciadła wód podziemnych ulegało zmianom. Jednak wielkość zmian położenia zwierciadła były na tyle niewielkie, że wartość wskaźnika mieściła się w przedziale przewidzianym do klasyfikowania go jako „bez zmian". Wskaźnik przyjmował ujemne wartości, gdy zwierciadło wód podziemnych obniżało się.

Tab. 3.6.6. Wskaźnik miesięcznych zmian retencji RM w Stacji Bazowej WIGRY, w roku hydrologicznym 2020, przy założeniu że μ = 0,25*

Nr piezometru	Miesiąc											
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
007	-0,0075	-0,0025	-0,0025	0,0000	-0,0025	-0,0075	-0,0025	0,0000	-0,0075	-0,0025	-0,0025	-0,0050
055	-0,0025	-0,0050	-0,0075	-0,0050	-0,0050	-0,0050	-0,0050	-0,0025	-0,0050	-0,0025	-0,0025	-0,0075
056	-0,0075	-0,0050	-0,0100	-0,0025	-0,0050	-0,0050	-0,0050	-0,0075	-0,0075	-0,0075	-0,0050	-0,0100

* wartość $RG_M \leq -0,02$ – spadek retencji;
$-0,01 < RG_M < 0,01$ – retencja bez zmian
$RG_M \geq 0,02$ – wzrost retencji.

W tabeli 3.6.7 zestawiono wartości wskaźnika zagrożenia niżówką hydrogeologiczną wyłącznie dla piezometru 007, ponieważ tylko dla tego piezometru posiadano wiarygodne dane dla określenia charakterystyk statystycznych z okresu wielolecia, niezbędnych dla obliczenia tego parametru. Z przedstawionych danych wynika, że w roku hydrologicznym 2020, w całym okresie badań, występowały stany zagrożenia pojawienia się niżówki hydrogeologicznej.

Tab. 3.6.7. Wskaźnik zagrożenia niżówką hydrogeologiczną k_n w Stacji Bazowej WIGRY, w roku hydrologicznym 2020 roku*

Nr piezometr	miesiąc											
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
007	0,000	-0,003	-0,003	-0,004	-0,004	-0,004	-0,007	-0,009	-0,009	-0,011	-0,011	-0,014

* wartość:
$k_n > 0,1$ brak zagrożenia niżówką hydrogeologiczną;
$-0,1 \leq k_n \leq 0,1$ zagrożenie pojawienia się niżówki;
$-0,3 \leq k_n \leq -0,2$ wystąpienie płytkiej niżówki;
$k_n < -0,3$ wystąpienie głębokiej niżówki.

Sytuacja hydrogeologiczna w Stacji Bazowej Wigry w roku hydrologicznym 2020, na tle okresu wielolecia reprezentatywnego 1999-2018

Najpełniejszą charakterystykę dynamiki zmian położenia zwierciadła wód podziemnych, na tle wielolecia reprezentatywnego 1999-2018, można przeprowadzić wyłącznie dla piezometru 007, dla którego posiadane są nieprzerwane obserwacje z okresu ponad 20 lat. Pozwoliło to określić dla niego stany charakterystyczne:

SSW[3] → **SGw** 1170 – średnie (arytmetyczne) położenie zwierciadła wszystkich rocznych średnich dla okresu wielolecia;

NNW[4] → **NGw** 1202 – minimalne położenie zwierciadła wody podziemnej dla okresu wielolecia;

WWW[5] → **WGw** 1137 – maksymalne położenie zwierciadła wody podziemnej dla okresu wielolecia.

Z wykresu 3.6.4. wynika, że w okresie wielolecia 1998 - 2020, w piezometrze 007 generalnie obserwuje się nieznaczną tendencję do wzrostu położenia zwierciadła wód podziemnych. Widoczna jest też wieloletnia i roczna (sezonowa) cykliczność zmian położenia zwierciadła. Jeżeli wziąć pod uwagę linię trendu wielomianowego, widzimy 3 okresy maksimów położeń zwierciadła przypadające na lata 1999, 2010 i początek roku 2019. Gdy weźmiemy pod uwagę najwyższe z trzech pików wykresu położenia zwierciadła, to maksyma wypadną na lata 2002, 2011 i 2018. Widoczna wieloletnia cykliczność zmian położenia zwierciadła z uwagi na mnogość czynników wpływających na zmienność stanów wód, ma charakter nieuporządkowany i tym samym trudny do interpretacji.

Odchylenia $\Delta\mathbf{G}M_{(R)}$ – średniego miesięcznego poziomu (zwierciadła) wody podziemnej danego miesiąca w rozpatrywanym roku hydrologicznym, od średniego miesięcznego poziomu tego samego miesiąca miarodajnego dla okresu wielolecia $\mathbf{SG}M_{(W)}$**,** pozwalają określić jak zmieniały się średnie miesięczne poziomy zwierciadła wód podziemnych w rozpatrywanym tu roku hydrologicznym $\mathbf{SG}M_{(2020)}$, względem głębokości miarodajnych dla wielolecia reprezentatywnego $\mathbf{SG}M_{(1999\text{-}2018)}$. Obliczenia, dla roku hydrologicznego 2020, wykonano wyłącznie dla piezometru 007 w Sobolewie, z pomocą niżej przedstawionego wzoru.

$$\Delta GM_{(2020)} = SGM_{(2020)} - SGM_{(1999\text{-}2018)}$$

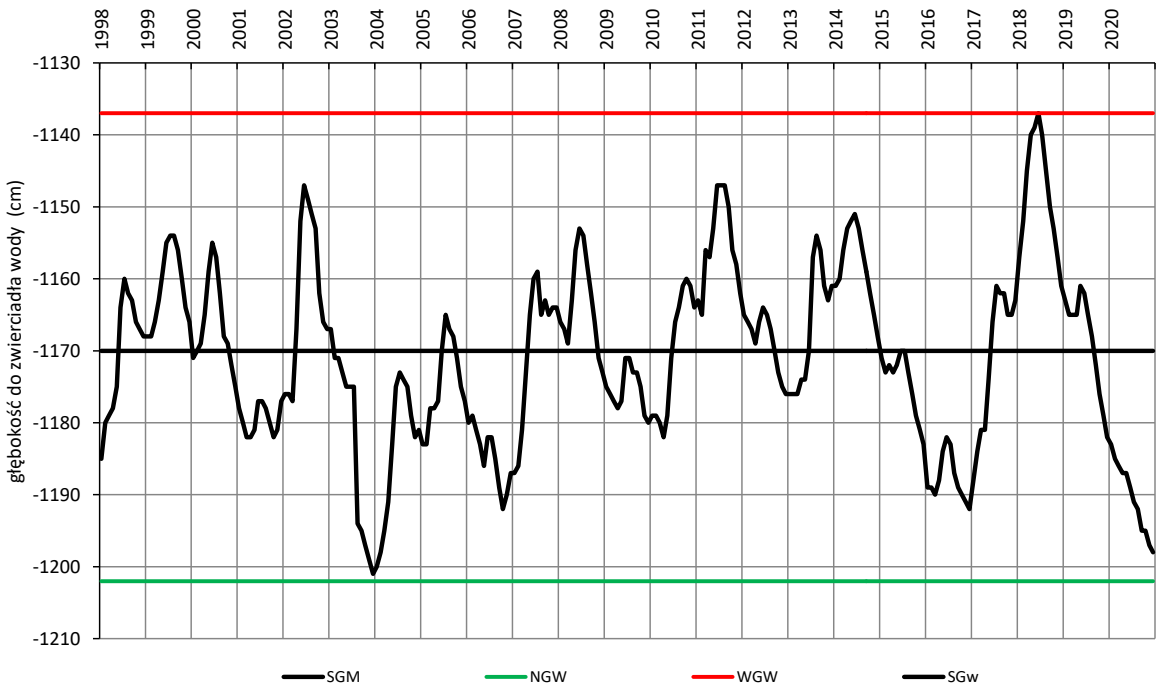
gdzie:

$$SGM_{(1999\text{-}2018)} = [\ (SGM_{(1999)}) + SGM_{(2000)} + ... + SGM_{(2018)}]\ /20$$

[3] SSW – średnia średnia woda – obliczona jako średnia ze wszystkich średnich rocznych stanów wód w okresie wielolecia

[4] NNW – niska niska woda – obliczana jako minimalne położenia zwierciadła z okresu wielolecia

[5] WWW – wysoka wysoka woda – obliczana jako maksymalne położenie zwierciadła w okresu wielolecia



Ryc. 3.6.4. Wykres wahań zwierciadła wody w piezometrze 007 w wieloleciu 1998-2020, w Stacji Bazowej Wigry, z naniesionymi charakterystykami hydrogeologicznymi, gdzie: WG_W – średni wysoki stan wody z okresu wielolecia (czerwona linia); SG_W – średni średni stan (zwierciadła) wody z okresu wielolecia (czarna linia); NG_W – średni niski stan (zwierciadła) wody z okresu wielolecia (zielona)

Dla piezometrów 055 i 055, z uwagi na brak ciągłości obserwacji, umożliwiających określenie wielolecia reprezentatywnego, brak było możliwości wykonania analogicznych obliczeń ΔGM(R). W tabeli 3.6.8 zestawiono obliczone odchylenia położenia (stanu) średnich miesięcznych wartości ΔGM dla 2020 r. od położenia (stanu) średniego miesięcznego, miarodajnego dla wielolecia reprezentatywnego 1999-2018.

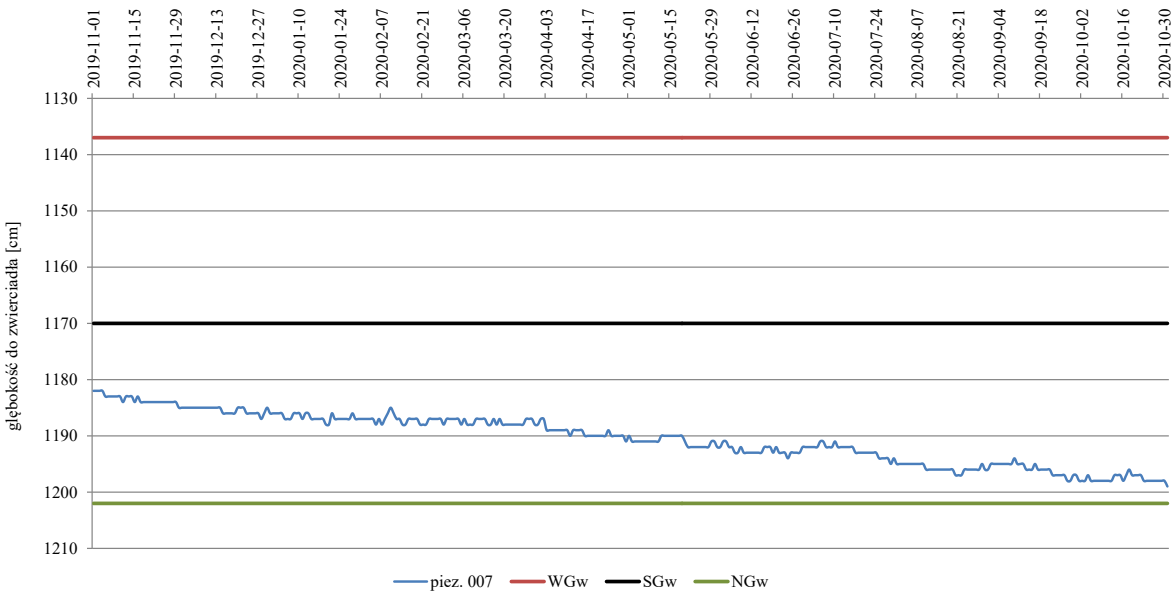
Tab. 3.6.8. Odchylenie stanu średniego miesięcznego w 2020 roku od stanu średniego miesięcznego miarodajnego dla wielolecia reprezentatywnego 1999-2018, dla piezometru 007

Nr piez.	miesiąc												rok		
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Śred.	Min.	Max.
007	8,4	10,5	13,7	16,1	19,5	25,4	28,0	26,6	24,7	24,8	22,9	23,7	20,4	8,4	28,0

Wartości ΔGM są dodatnie gdy średnia miesięczna głębokość do zwierciadła (tj. odwrotność położenia zwierciadła) w rozpatrywanym roku hydrologicznym jest wyższa niż średnia miesięczna w wieloleciu $SGM_{(1999\text{-}2018)}$ lub ujemne (gdy średnia miesięczna $SGM_{(2020)}$, w rozpatrywanym roku hydrologicznym jest niższa od średniej z wielolecia $SGM_{(1999\text{-}2018)}$. W całym roku hydrologicznym 2020 odchylenia średniomiesięczne miały wartość dodatnią.

Na rycinach: 3.6.5a, b, c, d przedstawiono wykresy zmian położenia (stanu) zwierciadła wód podziemnych w roku hydrologicznym 2020. Są one podstawą, wraz z przeprowadzonymi obliczeniami statystycznymi, dla przedstawienia oceny sytuacji hydrologicznej w zlewni badawczej stacji bazowej ZMŚP Wigry.

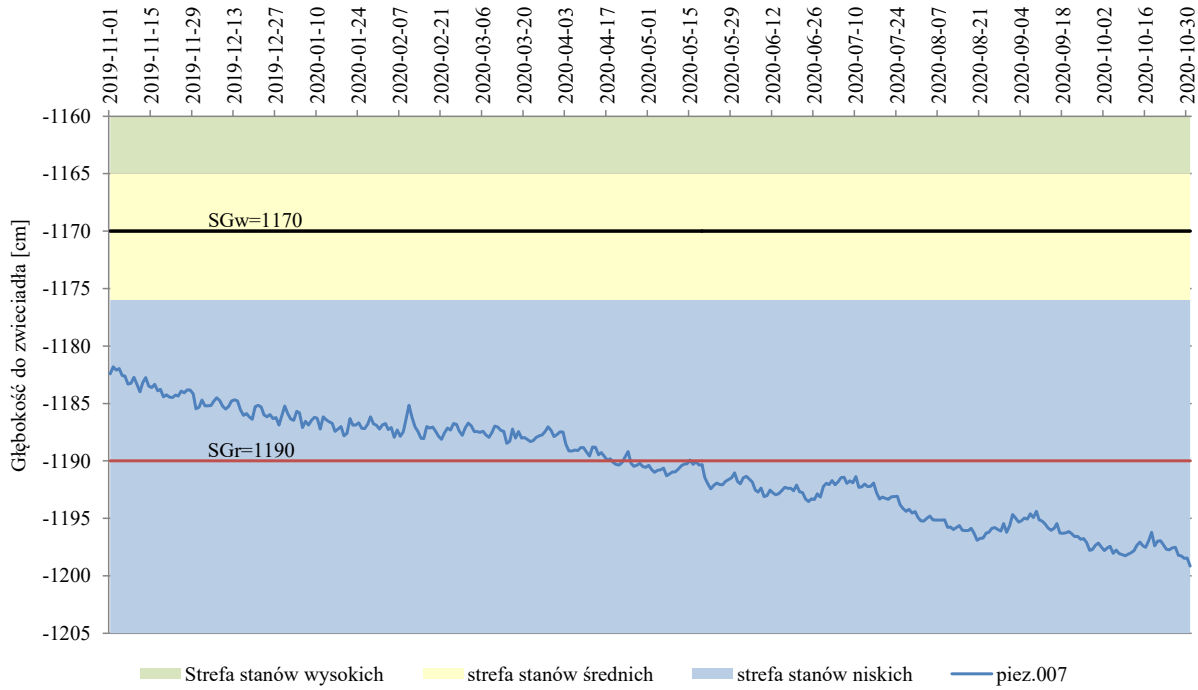
W całym roku hydrologicznym 2020 zwierciadło wód podziemnych w piezometrze 007 układało się poniżej wysokich i średnich stanów wód podziemnych z okresu wielolecia reprezentatywnego (ryc. 3.6.5a.) oraz w strefie stanów niskich (ryc. 3.6.5b.) Pod koniec roku lokowało się zaledwie kilka centymetrów powyżej ekstremalnie niskiego stanu z okresu wielolecia reprezentatywnego. Średni roczny poziom zwierciadła SG_R wynosił 1190 cm ppt i był o 22 cm niższy (a głębokość większa) niż w roku ubiegłym oraz o 20 cm niższy niż średni roczny poziom wód podziemnych z okresu wielolecia reprezentatywnego. Poziomy minimalny NG_R i maksymalny WG_R wynosiły odpowiednio 1199 cm ppt i 1182 cm ppt, a roczna amplituda wynosiła 17 cm i była mniejsza o 6 cm niż w roku ubiegłym. Wody podziemne najwyższy poziom osiągnęły w listopadzie 2019 r, a najniższy poziom oraz najniższe średnie miesięczne poziomy utrzymywały się w październiku 2020 r.



Ryc. 3.6.6a. Wykres wahań zwierciadła wody w piezometrze 007, w 2020 roku w Stacji Bazowej Wigry z naniesionymi charakterystykami hydrogeologicznymi, gdzie: WGW – średni wysoki poziom wody z okresu wielolecia reprezentatywnego (czerwona linia); SGW – średni poziom (zwierciadła) wody z okresu wielolecia reprezentatywnego (czarna linia); NGW – średni niski stan (zwierciadła) wody z okresu wielolecia reprezentatywnego (zielona linia)

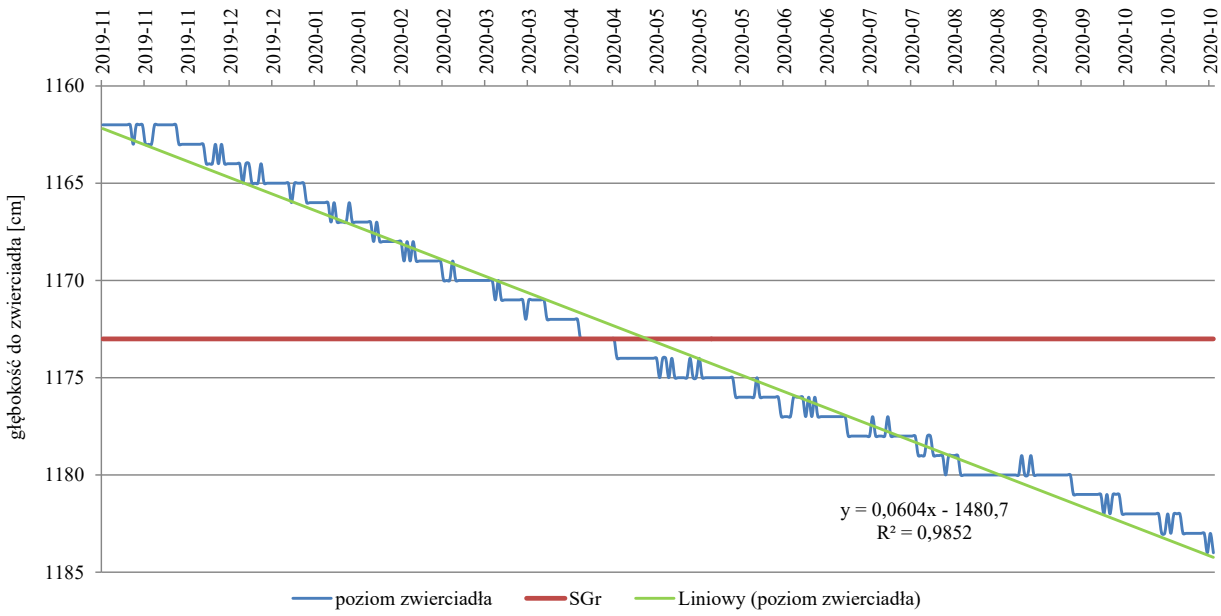
Dla piezometrów 055 i 056, z uwagi na brak podstaw do charakterystyki wielolecia (w tym również wyboru okresu wielolecia reprezentatywnego), możliwe jest tylko charakteryzowanie dynamiki wód w oparciu o dane z roku 2020.

W piezometrze 055 średni roczny poziom do zwierciadła SG_R wynosił 1173 cm ppt i był o 21 cm niższy (a głębokość większa) niż w roku ubiegłym. Poziomy minimalny NG_R i maksymalny WG_R wynosiły odpowiednio 1184 cm ppt i 1162 cm ppt, a więc były również niższe niż w roku ubiegłym. Amplituda roczna zmian poziomu wód podziemnych wynosiła 22 cm i była mniejsza o 1 cm niż w roku ubiegłym. Wody podziemne najwyższy poziom utrzymywały w listopadzie 2019 r, później zwierciadło konsekwentnie obniżało się. Najwyższe średnie miesięczne poziomy zwierciadła utrzymywały się również w listopadzie 2019 r., a najniższe w październiku 2020 r.

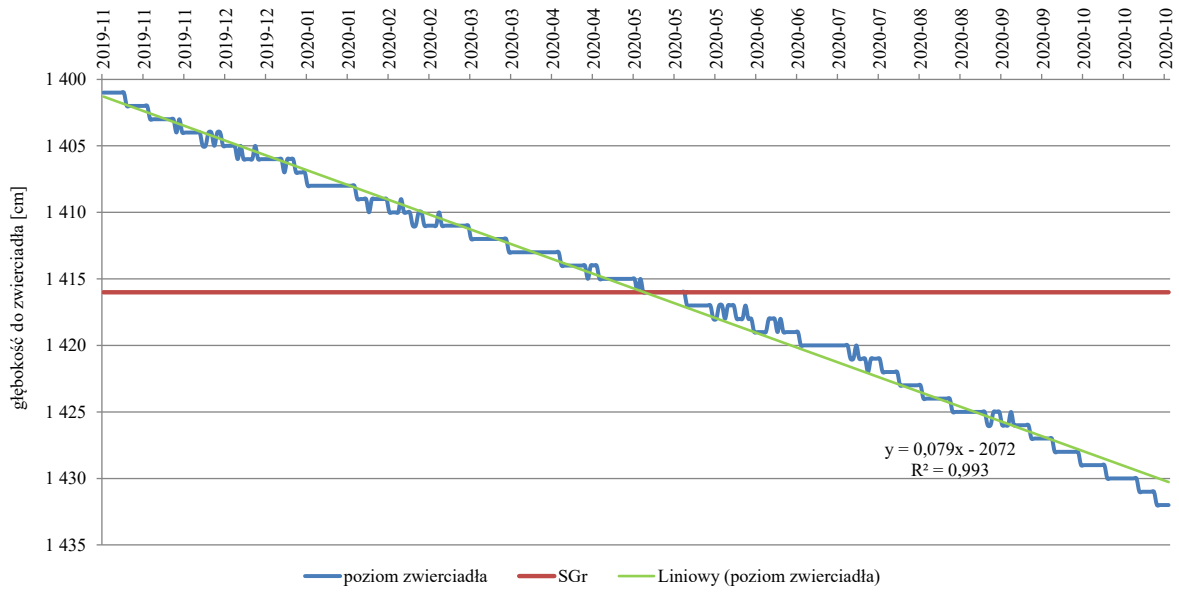


Ryc. 3.6.6b. Wykres wahań zwierciadła wody w piezometrze 007, w 2020 roku w Stacji Bazowej Wigry, z naniesionymi charakterystykami hydrogeologicznymi oraz wartościami średnich rocznych poziomów wód w okresie wielolecia reprezentatywnego1999-2018 – $SG_{R(W)}$ i roku hydrologicznego 2020 – $SG_{R(2020)}$

W piezometrze 056, średni roczny poziom do zwierciadła SG_R wynosił 1416 cm ppt i był o 15 cm niższy (a głębokość większa) niż w roku ubiegłym. Poziomy minimalny NG_R i maksymalny WG_R wynosiły odpowiednio 1432 cm ppt i 1401 cm ppt, a więc były również niższe niż w roku ubiegłym. Amplituda roczna zmian poziomu wód podziemnych wynosiła 31 cm była większa o 5 cm niż w roku ubiegłym. Wody podziemne najwyższy poziom utrzymywały w listopadzie 2019 r., później zwierciadło konsekwentnie obniżało się i najniższe średnie miesięczne poziomy zwierciadła wystąpiły w październiku 2020 r.



Ryc. 3.6.6c. Wykres wahań zwierciadła wody w piezometrze 055, w 2020 roku w Stacji Bazowej Wigry z naniesionymi wartością średniego rocznego poziomu wód $SG_{R(2020)}$ w roku hydrologicznym 2020



Ryc. 3.6.6d. Wykres wahań zwierciadła wody w piezometrze 056, w 2020 roku w Stacji Bazowej Wigry z naniesionymi wartością średniego rocznego poziomu wód $SG_{R(2020)}$ w roku hydrologicznym 2020

Charakterystyka składu i typu chemicznego wód podziemnych, w roku hydrologicznym 2020 oraz tendencje zmian

Oznaczenia składu chemicznego wód podziemnych dokonano, zgodnie z zakresem programu podstawowego, wyłącznie dla próbek wód pobranych z piezometru 007, z częstotliwością raz na kwartał. Ponieważ część opisów i interpretacji wyników badań chemizmu wód podziemnych wymaga zapisu w postaci jonowej (np. dla określenia klas jakości

środowiskowej wód podziemnych, określenia błędu względnego analizy, itp.) przedstawiono wyniki oznaczeń również po przeliczeniu związków azotu, siarki, fosforu do postaci jonowej (tabele 3.6.9a i b). Analizy chemiczne wykonano w Centralnym Laboratorium Analiz Środowiskowych CentLab w Warszawie, posiadającym Certyfikat Akredytacji Laboratorium Badawczego nr AB 336.

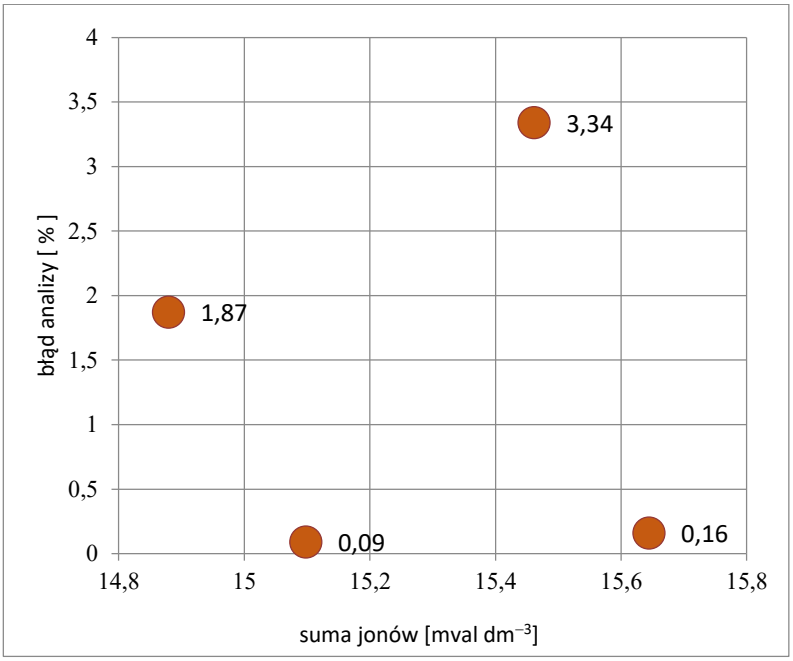
W ramach kontroli jakości określono błąd względny analiz dla poszczególnych kwartałów (w nawiasach daty poboru próbek) na: 1,87%–kwartał I (3.12.2019); 0,09% –kwartał II (4.02.2020); 3,34%–kwartał III (2.06.2020); 0,16%–kwartał IV (1.09.2020). Na ryc. 3.6.7. przedstawiono wykres zależności błędu analiz od sum jonów. Chaotyczna, nieuporządkowana zależność tych zmiennych, dla poszczególnych analiz, wskazuje że błędy mają charakter przypadkowy. Zwykle błędy powoduje nieodpowiedni sposób poboru próbek wody lub nieodpowiednie warunki ich transportu do laboratorium. Przy występujących tu stężeniach jonów około 15 mval/dm^{-3} dopuszczalny błąd analizy nie powinien przekraczać 2%, ale najczęściej dopuszcza się do dalszego opracowania próbki, w których błąd nie przekracza 5%. Pierwszy z tych warunków spełniają 3 oznaczenia, a drugi jedno oznaczenie.

Tab. 3.6.9a. Wyniki analiz fizykochemicznych wód podziemnych z piezometru 007, w 2020 roku (wraz z przedstawieniem podstawowych wskaźników statystycznych)

Data poboru próbki	Temperatura	Przewodność	Odczyn pH	O2	BZT5	Mineralizacja
	[°C]	[mS/m]	[1]	[mg dm-3]	[mg dm-3]	[mg dm-3]
03.12.2019	8,1	70,5	7,5	3,6	1,03	570,9
04.02.2020	8,5	68,6	7,6	3,6	1,31	588,9
02.06.2020	12,7	59,1	8,2	4,6	1,28	597,3
01.09.2020	9,2	69,5	8,1	4,6	3,16	614,6
średnia	9,6	66,9	7,9	4,1	1,7	592,9
minimum	8,1	59,1	7,5	3,6	1,0	570,9
maksimum	12,7	70,5	8,2	4,6	3,2	614,6
OSD	2,100	5,274	0,358	0,577	0,985	18,168

Tab. 3.6.9b. Wyniki analiz chemicznych wód podziemnych z piezometru 007, w 2020 roku (wraz z przedstawieniem podstawowych wskaźników statystycznych)

Data poboru próbki	Na	K	Ca	Mg	HCO_3	Cl	S SO_4	SO_4	N NO_3	NO_3	N NH_4	NH_4	P	PO4
	[mg dm^{-3}]												[µgdm^{-3}]	
03.12.2019	16,70	3,40	101,0	20,90	311,1	29,30	18,7	56,1	2,92	12,92	0,090	0,116	6,30	19,32
04.02.2020	15,50	2,90	103,1	20,20	317,2	30,60	20,1	60,3	3,16	13,99	0,025	0,032	8,20	25,14
02.06.2020	16,50	3,30	108,5	21,50	329,4	27,20	17,6	52,8	2,92	12,92	0,060	0,077	8,20	25,14
01.09.2020	16,50	3,80	105,5	20,90	335,5	32,00	19,4	58,2	3,12	13,81	0,160	0,206	9,20	28,21
średnia	16,30	3,35	104,5	20,88	323,3	29,78	19,0	56,9	3,03	13,41	0,084	0,108	7,98	24,45
minimalna	15,50	2,90	101,0	20,20	311,1	27,20	17,6	52,8	2,92	12,92	0,025	0,032	6,30	19,32
maksymalna	16,70	3,80	108,5	21,50	335,5	32,00	20,1	60,3	3,16	13,99	0,160	0,206	9,20	28,21
OSD	0,541	0,369	3,225	0,531	11,13	2,040	1,066	3,198	0,128	0,570	0,057	0,073	1,212	3,715



Ryc. 3.6.7. Względny błąd analizy próbek wód podziemnych (piezometr 007) w Stacji Bazowej WIGRY w roku hydrologicznym 2020

Typ chemiczny wód podziemnych

Na potrzeby określenia błędu względnego analizy jak i typu chemicznego wód podziemnych przeliczono stężenia składników chemicznych z mg/dm^{-3} na stężenia mval/dm^3, i zestawiono w tabeli 3.6.10.

Tab. 3.6.10. Zestawienie stężeń poszczególnych składników chemizmu wód podziemnych wyrażonych w mval, określonych odrębnie dla kationów i anionów

Data	Na	K	Ca	Mg	NH_4	HCO3	Chlorki	SO_4	NO_3
	mval dm^{-3}	mval dm^{-3}	mval dm^{-3}	mval dm^{-3}	mval dm^{-3}	mval dm^{-3}	mval dm^{-3}	mval dm^{-3}	mval dm^{-3}
03.12.2019	0,7264	0,087	5,0399	1,7188	0,0064	5,0983	0,8263	1,1678	0,2084
04.02.2020	0,6742	0,0742	5,1447	1,6612	0,0018	5,1983	0,8629	1,2552	0,2255
02.06.2020	0,7177	0,0844	5,4142	1,7681	0,0043	5,3982	0,7671	1,0991	0,2084
01.09.2020	0,7177	0,0972	5,2645	1,7188	0,0114	5,4982	0,9024	1,2115	0,2227

Dla określenia typu chemicznego wody wykorzystana jest najczęściej jedna dwóch klasyfikacji (Macioszczyk 1987):

- klasyfikacja Alekina – powszechnie stosowana dla wód naturalnych: atmosferycznych, powierzchniowych i podziemnych i z tej przyczyny jest szczególnie przydatna w ZMŚP;
- klasyfikacja Altowskiego-Szwieca – z uwagi na prostotę z wykorzystaniem sześciu podstawowych składników wód podziemnych.

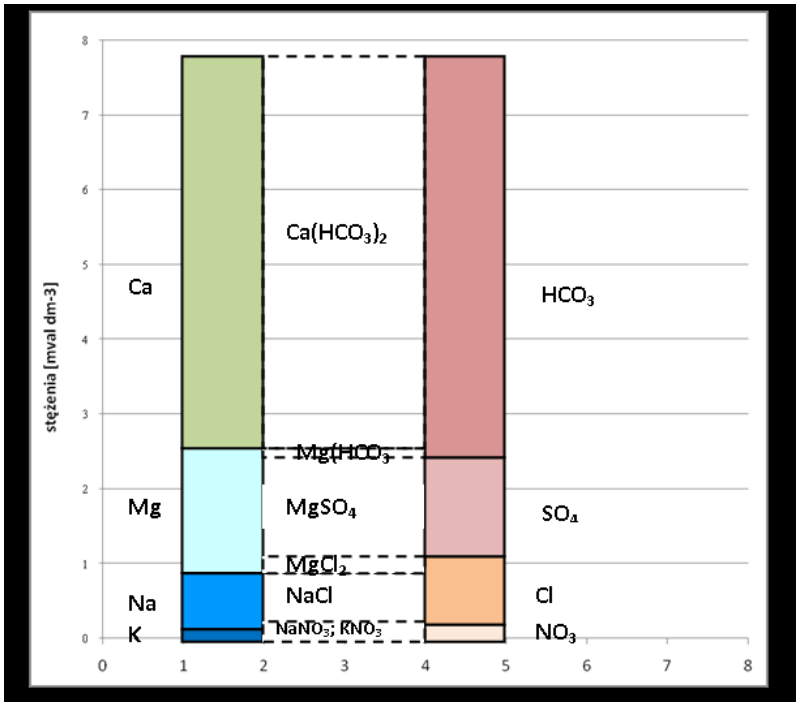
Biorąc pod uwagę klasyfikację chemiczną wód podziemnych Alekina wody te należy zakwalifikować do typu II. Odpowiedni zapis składu chemicznego uwzględniający podstawowe jony przedstawia się następująco:

$34\% \div 35\%\ HCO_3 < 34\% \div 35\%\ Ca + 11\%\ Mg > 34\% \div 35\%\ HCO_3 + 7\% \div 8\%\ SO_4$

Jest więc to woda podziemna zwykła, o niskiej mineralizacji (suma składników mineralnych zawiera się w przedziale 571 –615 mg dm^{-3}, przy średniej 593 mg dm^{-3}) typowa dla wód podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego o zwierciadle swobodnym, zasilanego bezpośrednio infiltracją opadów atmosferycznych. Zróżnicowanie składu chemicznego wód w poszczególnych kwartałach roku hydrologicznego jest nieznaczne.

Według klasyfikacji chemicznej wód podziemnych Altowskiego i Szwieca są to wody typu a) proste, trójskładnikowe, w których próg stężeń 20% ± 3% mval przekraczają tylko jony HCO_3, C i Mg. Określić je można jako wody wapniowo–magnezowo–wodorowęglanowe (Ca – Mg – HCO_3).

Przedstawiono również skład chemiczny wód podziemnych za pomocą wykresu Rogersa (ryc. 3.6.8). Zaletą tego wykresu jest możliwość przedstawienia nie tylko stężeń poszczególnych jonów lecz również związków chemicznych, soli, tworzących skład chemiczny tych wód. Z wykresu możemy odczytać, że występują tu następujące związki: $Ca(HCO_3)_2$ i $MgSO_4$ w stężeniach przekraczających 1 mval oraz NaCl, $Mg(HCO_3)_2$, $MgCl_2$ i $NaNO_3$, KNO_3 w stężeniach niższych.



Ryc.3.6.8. Wykres Rogersa ilustrujący skład chemiczny wód podziemnych obliczony jako średni skład poszczególnych wskaźników chemicznych oznaczonych w 4 próbkach pobranych w roku hydrologicznym 2020

Zakres tła chemicznego wód podziemnych

Przez pojęcie tło chemiczne, lub hydrogeochemiczne, rozumie się zakres stężeń badanych substancji lub zakres wartości cech/wskaźników chemicznych, charakterystyczny dla

wód podziemnych występujących w badanym środowisku, jednostce lub fragmencie jednostki hydrogeologicznej jednolitej pod względem hydrogeochemicznym. Tło hydrogeochemiczne jest ograniczone dolną i górną granicą wartości stężeń, poza którymi występują wartości anomalne. Rozróżnia się tło ogólne, obejmujące wskaźniki charakteryzujące badane substancje (np. mineralizację, PEW, odczyn pH, itp.) oraz tło cząstkowe – dotyczące jednej cechy np. stężenia substancji lub jonu, np. tło chlorkowe, siarczanowe itp. Używa się również pojęcia tła regionalnego (reprezentatywnego dla całej jednostki czy struktury hydrogeologicznej) i tła lokalnego (reprezentatywnego dla niewielkiego obszaru) (Macioszczyk, 1987). Ponieważ w obszarze zlewni badawczej znajduje się wyłącznie jeden punkt z rozpoznanym składem chemicznym wód podziemnych (piezometr 007) nie ma możliwości określenia dla niej zakresu tła chemicznego mającego nawet tylko charakter lokalny.

Aby mieć pojęcie o zakresie tła, choćby punktowego, wykorzystano dla jego wyznaczenia wyniki analiz w piezometrze 007 z okresu wielolecia reprezentatywnego. Przyjęcie zakresu tła zlewni badawczej, z okresu wielolecia reprezentatywnego, a nie całego okresu badań, powoduje że wartości tła są stałe i mogą stanowić niezmienną bazę odniesienia dla porównań wartości wskaźników fizykochemicznych i chemicznych oznaczanych w poszczególnych latach hydrologicznych. Tak oznaczone tło chemiczne, wprawdzie nie reprezentuje obszaru całej zlewni, za to jest reprezentantem zakresu zmienności stężeń poszczególnych składników chemizmu wód w czasie. Proponuje się więc, w następnych latach, tak określone tło traktować warunkowo jako tło zlewni badawczej i od niego odnosić wyniki następnych oznaczeń.

W tabelach 3.6.11a i b podano dla porównania zakresy tła reprezentatywnego dla obszaru całej Polski (wg. Witczak, Kania, Kmiecik 2013), zlewni badawczej Wigry z okresu wielolecia reprezentatywnego oraz wartości średnie i ekstremalne określone dla poszczególnych wskaźników w roku 2020.

Tab. 3.6.11a. Zakres tła chemicznego wód podziemnych dla wskaźników fizykochemicznych

	Obszar tła	Granice tła	Temperatura	SEK	Odczyn pH	BZT_5	O_2	Mineralizacja
			[^{O}C]	[mS m^{-1}]	[1]	[mgO_2dm^{-3}]		[$mgdm^{-3}$]
Zakresy tła hydrogeochemicznego	Polski[6]	Dolna	4	65	6,5	–	0	–
		Górna	20	95	9,5	–	5	–
	Zlewni badawczej	Dola		63	7,4	2,4	0,5	503
		Górna		69	7,7	5,3	2,7	571
Oznaczenia wskaźników w 2020 r.		Śred.	9,6	66,9	7,86	1,69	4,1	592,9
		Min.	8,1	59,1	7,48	1,03	3,6	570,9
		Max.	12,7	70,5	8,22	3,16	4,6	614,6

Tab. 3.6.11 b. Zakres tła chemicznego wód podziemnych dla składników chemicznych

[6] Zakres tła hydrogeochemicznego dla Polski wg Witczak, Kania, Kmiecik, 2013

	Obszar tła	Granice tła	Ca	Mg	Na	K	NH_4	HCO_3	SO_4	Cl	NO_3	PO_4
			mg dm^{-3}									µgdm^{-3}
Zakresy tła hhydrogeo-chemicznegoo	Polski	Dolna	2	0,5	1	0,5	0	60	5	2	0	10
		Górna	200	30	60	10	1	360	60	60	5	10000
	Zlewni badawczej	Dola	91	12	13	1,6	0,01	290	49	14	1,3	25
		Górna	108	21	18	4,1	0,12	335	**70**	26	**12,2**	208
Oznaczenia wskaźników w 2020 r.		Śred.	104,5	20,88	16,3	3,3	0,084	323,3	56,9	29,8	**13,40**	24,45
		Min.	101,0	20,20	15,5	2,9	0,025	311,1	52,8	27,2	**12,92**	19,32
		Max.	108,5	21,50	16,7	3,8	0,160	335,5	**60,3**	32,0	**13,99**	28,21

Z zestawienia widać, że graniczne wartości tła chemicznego dla zlewni badawczej w większości przypadków nie przekraczają granic tła chemicznego określonego dla obszaru Polski. Niewielkie przekroczenia tła (w tabelach oznaczono je czerwoną pogrubioną czcionką), dotyczące stężeń jonów SO_4 i NO_3, nie stanowią zagrożenia dla jakości wody, ponieważ nie przekraczają wartości progowej dobrego stanu chemicznego dla wód podziemnych. Wskazują tylko, że stężenia tych składników chemicznych w tym rejonie mogą być wyższe niż w pozostałych obszarach Polski. Również wartości średnie i ekstremalne stężeń, określone w roku 2020, nie przekraczają zakresu tła hydrogeochemicznego dla Polski, za wyjątkiem jonów SO_4 i NO_3.

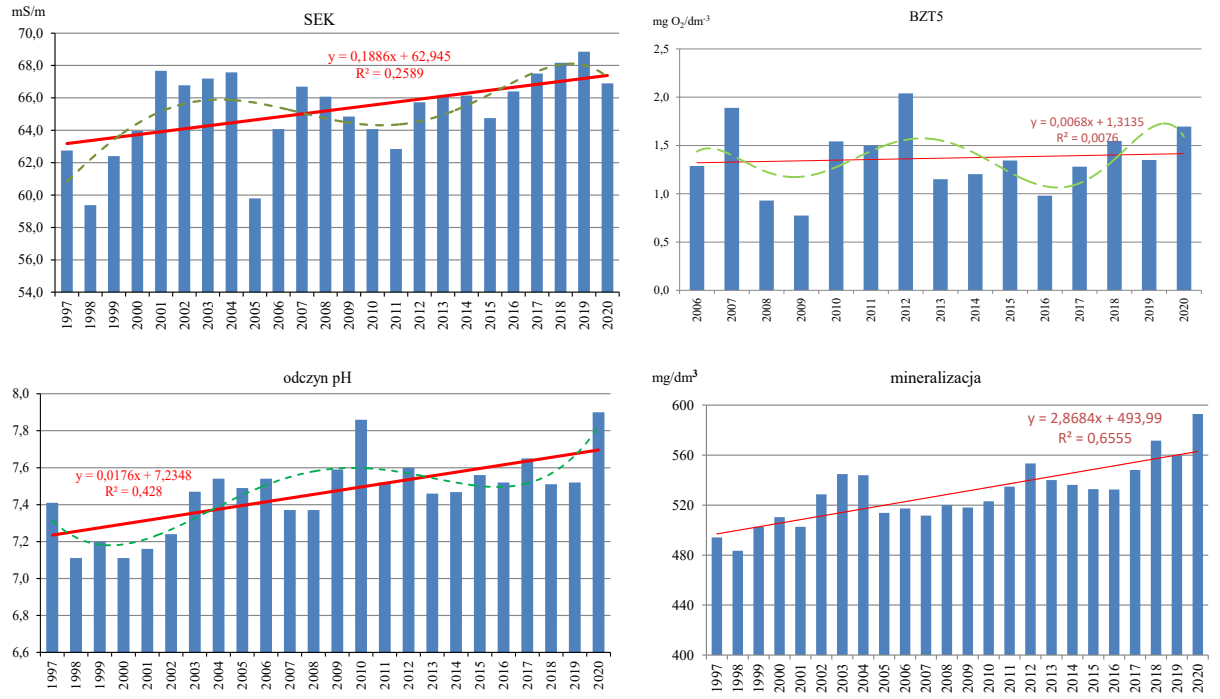
Tendencje zmian stężeń wskaźników chemizmu wód podziemnych

Na rycinach od 3.6.9a, b, c przedstawiono histogramy zmian wartości parametrów fizykochemicznych i stężeń substancji w wodach pobranych z piezometru 007, w latach 1997-2020. Na podstawie histogramów i wykreślonych do nich linii trendu prostoliniowego i wielomianowego n-tego stopnia, stwierdzono, że w okresie wielolecia większość wartości lub stężeń badanych wskaźników wód podziemnych zwykle wzrastała. Wyjątkiem są wartości BZT_5 i tlenu rozpuszczonego oraz stężenia siarki siarczanowej, azotu amonowego i fosforu ogólnego, których wartości w tym okresie się obniżyły. Wzrost wartości parametrów fizykochemicznych lub stężeń substancji nie zmieniał się równomiernie, w sposób ciągły, za wyjątkiem stężeń jonu wodorowęglanowego, które wzrastały względnie stabilnie. W większości przypadków zmiany mają charakter cykli wieloletnich. Trudno jednak zauważyć wyraźne podobieństwa w zmienności stężeniach poszczególnych składników chemizmu do zmian położenia zwierciadła wód podziemnych. Niżej przedstawiono krótką charakterystykę poszczególnych wskaźników fizykochemicznych i chemicznych wód podziemnych oraz zmian w czasie i wartości.

Wartości przewodności elektrolitycznej właściwej (SEK) posiadają zwykle ścisłą korelację z mineralizacją wód podziemnych oraz podobną więź korelacyjną z zawartością szeregu głównych składników i cech wody (chlorki, siarczany, twardość ogólna). W zwykłych

wodach podziemnych SEK zawiera się pomiędzy 10 a 100 mS m^{-1}, wartość SEK ponad 100 mS m^{-1} wskazuje na możliwość zanieczyszczenia antropogenicznego wód (Macioszczyk red. 2006).

Wartości przewodności elektrolitycznej właściwej SEK w okresie lat 1997–2020 (ryc. 3.6.9a) ulegały niewielkim zmianom, od 49,3 do 77,8 mS m^{-1}, przy średniej wynoszącej 65,3 mS m^{-1}. Obserwuje się generalną tendencję do wzrostu w czasie średniej rocznej SEK, na co wskazuje linia trendu prostoliniowego (ryc. 3.6.9a). Zmienności w czasie, co przybliża linia trendu wielomianowego, sprowadzała się do początkowego wyraźnego wzrostu wartości SEK do roku 2004, następnie jej obniżania do 2011 roku i ponownie wzrostu. Średnie wartości dla poszczególnych kwartałów w wieloleciu, zmieniają się od około 64,2 mS m^{-1} w kwartale III do odpowiednio 65,9 mS m^{-1} w kwartale II. Wynika stąd, że w półroczu zimowym przewodność elektrolityczna jest nieco wyższa niż w letnim.



Ryc. 3.6.9a. Zmiany wartości przewodności elektrolitycznej, BZT5, odczynu pH i mineralizacji w latach 1997-2020

Mineralizacja ogólna wód podziemnych o naturalnym składzie chemicznym jest bardzo czułym wskaźnikiem czasu i intensywności współdziałania wód podziemnych ze środowiskiem skalnym. Wody pierwszego poziomu wodonośnego posiadają zwykle mineralizację z zakresu wód słodkich lub akratopegów[7]. Wzrost mineralizacji powyżej 1000 mg/dm^3 świadczy zwykle o ich antropogenicznym zanieczyszczeniu. Dla mineralizacji wód podziemnych nie określono zakresu tła hydrogeochemicznego dla obszaru Polski.

[7] Wody słodkie posiadają mineralizację z zakresu 100 – 500 mg dm^{-3}, akratopegi z zakresu 500 – 1000 mg dm^{-3}

Mineralizacja ogólna M, w okresie lat 1997-2020 (Ryc. 3.6.9a), ulegała niewielkim zmianom, od 472,5 do 615,0 mg dm^{-3}, przy średniej wynoszącej 531,1 mg dm^{-3}. Obserwuje się generalną tendencję do wzrostu średniej rocznej sumy składników, na co wskazuje linia trendu prostoliniowego. Zmienności w czasie, co przybliża linia trendu wielomianowego, sprowadzała się do początkowego wyraźnego wzrostu wartości mineralizacji do roku 2003, następnie jej obniżania do 2008 roku i ponownie wzrostu do roku 2011, aby po trzyletnim obniżeniu się wód, nastąpił ich ponowny, intensywny wzrost. Średnie wartości M, dla poszczególnych kwartałów w wieloleciu, zmieniają się od około 524,6 mg dm^{-3} w I kw. do 538,6 mg dm^{-3} w IV kw. W II i III kw. przyjmują wartość pośrednią około 530 mg dm^{-3}. Wynika stąd, że w ciągu roku hydrologicznego mineralizacja wzrasta, by obniżyć się gwałtownie w I kwartale.

Odczyn wody pH oraz potencjał utleniająco redukcyjny Eh to dwa najważniejsze wskaźniki określające warunki fizykochemiczne migracji substancji w wodach naturalnych. Wody podziemne głównych zbiorników wód podziemnych w Polsce zawierają się w przedziale pH 6,5-8,0. Wartość pH jest w tym przedziale kontrolowana przez równowagę węglanową zależną od stosunku stężenia wolnego CO_2 oraz HCO_3. Ważną cechą wód o równowadze węglanowej jest jej zdolność do utrzymywania określonego pH mimo niewielkich dodatków substancji kwaśnych lub zasadowych (własności buforujące) (Witczak i in. 2013).

Wartości odczynu pH w okresie lat 1997-2020 ulegały niewielkim zmianom od 6,98 do 8,22, przy średniej wynoszącej 7,49. W latach 1997-2020 obserwuje się generalną tendencję do wzrostu średniej rocznej wartości pH, na co wskazuje linia trendu prostoliniowego. Zmienności w czasie pH, co przybliża linia wielomianu, sprowadzała się do początkowego obniżenia jego wartości, a od roku 2000 wzrostu do połowy pierwszej dekady XXI w. Później następuje względna stabilizacja wartości pH, by w ostatnim roku wyraźnie wzrosnąć. Średnie wartości pH, dla poszczególnych kwartałów w wieloleciu, mają stałą wartość 7,5, a więc pH nie ulega mającym trwały charakter, zmianom sezonowym. Zakres tła hydrochemicznego pH dla Polski zawiera się pomiędzy wartościami od 6,5 do 9,5 i nie został przekroczony. Tło dla zlewni badawczej zawiera się w granicach 7,24 do 7,65, a górną granicę wartości pH dla wód dobrej jakości chemicznej określono na 9,5. Jakość wody z uwagi na ten parametr jest dobra. Wody podziemne z zakresu pH od 7 do 9 zaliczamy do wód słabo zasadowych, a powyżej 9 do zasadowych. A więc mamy tutaj do czynienia z wodami słabo zasadowymi.

Pięciodniowe biochemiczne zapotrzebowanie tlenu BZT_5 to wskaźnik określający zapotrzebowanie na tlen niezbędny do utlenienia związków organicznych zawartych w wodzie lub ściekach, wykorzystywane do określania stopnia zanieczyszczenia wód podziemnych związkami organicznymi. Wartości BZT_5, w okresie lat 2006-2020, ulegały zmianom od 0,50 do

7,50 mg O_2 dm^{-3}, przy średniej wynoszącej 3,57 mg dm^{-3}. Obserwuje się nieznaczny spadek wartości BZT_5, w czasie, na co wskazuje linia trendu prostoliniowego (Ryc. 3.6.9a). Zmienności w czasie, co przybliża linia trendu wielomianowego, sprowadzała się do okresowych wzrostów i spadków jego wartości. Średnie wartości BZT_5, dla poszczególnych kwartałów w wieloleciu, zmieniają się od około 3,3 mg dm^{-3} w III kw. do 3,6 mg dm^{-3} w IV kw. W I i II kw. przyjmują wartość pośrednią około 3,5 mg dm^{-3}. Generalnie są to niskie wartości BZT_5, co świadczy o niskiej ilości substancji organicznej w wodach podziemnych. Obliczony dla zlewni badawczej zakres tła hydrochemicznego zawiera się w granicach od 2,30 do 5,62 mg dm^{-3}

Wapń Ca należy do głównych składników wód naturalnych. W wodach podziemnych główną z form jego występowania jest jon Ca^{2+}. Podstawowym źródłem wapnia w zwykłych wodach podziemnych jest ługowanie skał, a szczególnie minerałów węglanowych (kalcyt, dolomit). W typowych wodach pitnych wapń góruje równoważnikowo około 3-4 razy nad magnezem, z wyjątkiem wód krążących w dolomitach, gdzie stosunek ten zbliża się do jedności. Naturalne tło hydrochemiczne Polski dla wapnia zawiera się w granicach 2-200 mg dm^{-3}. Wartość progowa dobrego stanu chemicznego wód podziemnych ustalona jest na 200 mg dm^{-3} (Witczak i in. 2013).

Stężenia jonu wapnia, w okresie lat 1997-2020 (Ryc. 3.6.9b), ulegały zmianom, od 75,6 do 116,8 mg dm^{-3}, przy średniej wynoszącej 99,2 mg dm^{-3} i mieszczą się w zakresie tła określonego dla Polski, oraz są niższe od wartości progowej dla dobrego stanu chemicznego. Obserwuje się wzrost średnich rocznych stężeń Ca w całym okresie badań, na co wskazuje linia trendu prostoliniowego. Zmienność ta, co przybliża linia trendu wielomianowego, sprowadzała się do początkowego wzrostu stężeń do lat 2003-2010, a następnie obniżenia do roku 2016 i ponownego wzrostu. Średnie wartości stężeń Ca, dla poszczególnych kwartałów w wieloleciu, zmieniają się od około 98,0 mg dm^{-3} w II kw. do 100,9 mg dm^{-3} w IV kw. Generalnie w półroczu zimowym są niższe, a letnim wyższe. Obliczony dla zlewni badawczej zakres tła hydrochemicznego dla okresu wielolecia reprezentatywnego zawiera się w granicach od 91,0 do 108 mg dm^{-3}.

Sód Na należy do głównych składników wód naturalnych, chociaż w wodach zwykłych zawartości sodu najczęściej ustępuje wapniowi, a czasem magnezowi. Głównym źródłem sodu w naturalnych zwykłych wodach podziemnych jest ługowanie go ze skał, głównie w procesie wietrzenia skaleni, a dla wód krążących w skałach morskiego pochodzenia także desorpcja sodu zaadsorbowanego na minerałach ilastych. Naturalne tło hydrochemiczne Na zawiera się w granicach od 1 do 60 mg dm^{-3}. Stężenie progowe dla wód o dobrym stanie chemicznym określono na 200 mg dm^{-3} (Witczak i in. 2013). Podwyższone wartości sodu w warstwach

wodonośnych o zwierciadle swobodnym świadczą zwykle o ich zanieczyszczeniu antropogenicznym.

Stężenia sodu, w okresie lat 1997-2020 ulegały zmianom od 11,50 do 29,20 mg dm^{-3}, przy średniej wynoszącej 15,62 mg dm^{-3} i mieszczą się w zakresie tła określonego dla Polski, oraz są niższe od wartości progowej dla dobrego stanu chemicznego. Obserwuje się minimalny wzrost średnich rocznych stężeń Na w okresie badań, na co wskazuje linia trendu prostoliniowego (Ryc. 3.6.9b). Zmienność ta, co przybliża linia trendu wielomianowego, sprowadzała się do okresowych jego wzrostów i spadków, by w końcowym okresie, lata 2016, 2018, lokować się w sąsiedztwie wartości około 18 mg dm^{-3} aby w latach 2019 i 2020 obniżyć się do około 16 mg dm^{-3}. Średnie wartości stężeń Na, dla poszczególnych kwartałów w wieloleciu, zmieniają się od około 15,1 mg dm^{-3} w IV kw. do 16,2 mg dm^{-3} w II kw. Obliczony dla zlewni badawczej zakres tła hydrochemicznego w okresie wielolecia reprezentatywnego zawiera się w granicach od 13 do 18 mg dm^{-3}.

Magnez Mg należy do głównych składników wody. Podstawowym źródłem magnezu w zwykłych wodach podziemnych jest ługowanie skał, głównie węglanów, zawierających magnez (dolomit, magnezyt), ale także glinokrzemianów. Naturalne tło hydrochemiczne dla magnezu zawiera się w granicach 0,5-30 mg dm^{-3}. Wartość progowa dobrego stanu chemicznego wód podziemnych ustalona jest na 100 mg dm^{-3} (Witczak i in. 2013).

Stężenia jonu Mg, w latach 1997-2020, ulegały zmianom, od 10,0 do 23,6 mg dm^{-3}, przy średniej wynoszącej 16,8 mg dm^{-3} i mieszczą się w zakresie tła określonego dla Polski, oraz są niższe od wartości progowej dla dobrego stanu chemicznego. Obserwuje się wzrost średnich rocznych stężeń Mg w okresie badań. Zmienność ta, co przybliża linia trendu wielomianowego, sprowadzała się do szeregu spadków i wzrostów, z ogólną tendencją do wzrostu. Średnie wartości stężeń Mg, dla poszczególnych kwartałów w wieloleciu, zmieniają się od około 16,3 mg dm^{-3} w III kw. do 17,1 mg dm^{-3} w I i II kw. i generalnie w półroczu zimowym są wyższe niż w letnim. Obliczony dla zlewni badawczej zakres tła hydrochemicznego dla okresu wielolecia reprezentatywnego zawiera się w granicach od 12 do 21 mg dm^{-3}.

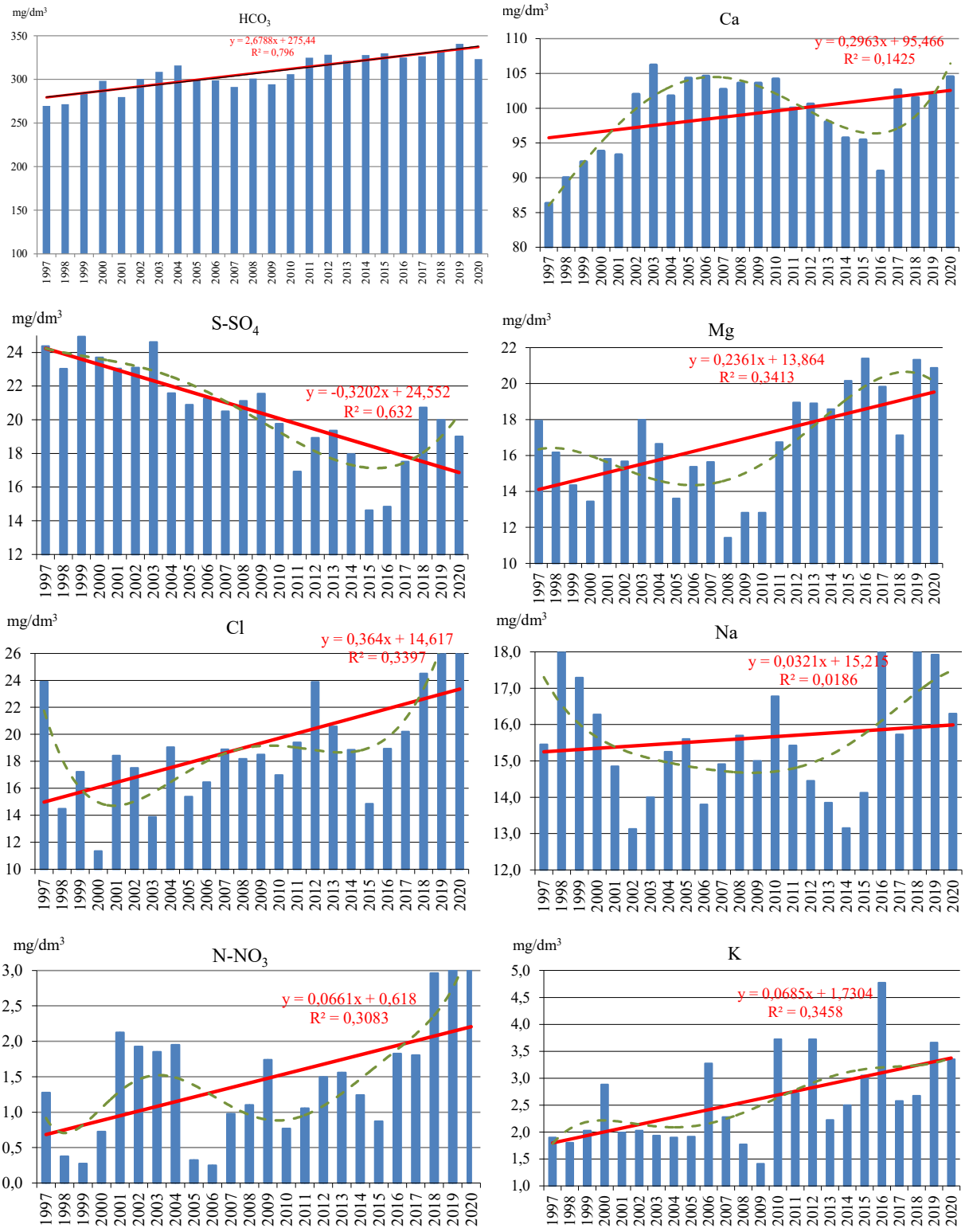
Potas K należy do drugorzędnych składników wód naturalnych, chociaż czasem zaliczany jest do składników głównych, mimo, że zdecydowanie ustępuje stężeniom Ca, Mg i Na. Źródłem potasu w naturalnych wodach podziemnych jest ługowanie go ze skał, głównie w procesie wietrzenia skaleni i biotytu, a w obszarach rolniczych także wymywanie z nawozów sztucznych i organicznych. Naturalne tło hydrochemiczne K dla obszaru Polski zawiera się

w granicach 0,5-10 mg dm^{-3}. Wartość progową stężeń K dla dobrego stanu wód podziemnych określono na 15 mg dm^{-3} (Witczak i in. 2013).

Stężenia potasu, w okresie lat 1997-2020, ulegały zmianom od 0,88 do 7,90 mg dm^{-3} przy średniej wynoszącej 2,59 mg dm^{-3}. Stężenia K mieszczą się w zakresie tła określonego dla Polski, oraz są niższe od wartości progowej dla dobrego stanu chemicznego. Oznacza to, że brak w zlewni zanieczyszczeń wód podziemnych potasem pochodzącym od rolnictwa. Obserwuje się wzrost średnich rocznych stężeń K w okresie badań. Zmienność stężeń K, co przybliża linia trendu wielomianowego, sprowadzała się do początkowej względnej jego stabilizacji, a od 2010 roku następuje ich wzrost. Średnie wartości stężeń K, dla poszczególnych kwartałów w wieloleciu, zmieniają się od około 2,3 mg dm^{-3} w IV kw. do 2,8 mg dm^{-3} w II kw. i generalnie w półroczu zimowym są nieco wyższe niż w letnim. Obliczony dla zlewni badawczej zakres tła hydrochemicznego w okresie wielolecia reprezentatywnego zawiera się w granicach od 1,6 do 4,1 mg dm^{-3}.

Wodorowęglany HCO^{-}_{3} są jednym z głównych anionów niezbędnym do przeprowadzenia bilansu jonowego analizy, oceny jej błędu oraz określenia typu hydrogeochemicznego wody. Podstawowym źródłem HCO_3 w wodach podziemnych jest CO_2 z atmosfery oraz rozpuszczanie skał węglanowych (wapień, dolomit, sfaleryt), głównie pod wpływem rozpuszczonego w wodzie CO_2 (Macioszczyk red. 2006). Naturalne tło hydrochemiczne wodorowęglanów zawiera się od 60 do 360 mg dm^{-3}, ale typowe dla wód podziemnych stężenia HCO_3 zawierają się od 10 do 1000 mg dm^{-3}. Wartość progowa dobrego stanu chemicznego stężeń wodorowęglanów wynosi 500 mg dm^{-3} (Witczak i in. 2013).

Stężenia jonu HCO_3, w latach 1997-2020 ulegały zmianom od 259,6 do 366,0 mg dm^{-3}, przy średniej wynoszącej 308,6 mg dm^{-3} i mieszczą się w zakresie tła określonego dla Polski, oraz są niższe od wartości progowej dla dobrego stanu chemicznego. Obserwuje się wzrost średnich rocznych stężeń HCO_3 w okresie badań. Wieloletnia zmienność stężeń, co przybliża linia trendu wielomianowego, sprowadzała się szeregu spadków i wzrostów, z ogólną tendencją do wzrostu. Średnie wartości stężeń HCO_3, dla poszczególnych kwartałów w wieloleciu, zmieniają się od około 303,7 mg dm^{-3} w I kw. do 315,5 mg dm^{-3} w IV kw. i generalnie w półroczu zimowym są wyższe niż letnim, lecz różnice te są niewielkie. Obliczony dla zlewni badawczej zakres tła hydrochemicznego dla okresu wielolecia reprezentatywnego zawiera się w granicach od 290 do 335 mg dm^{-3} i mieści się w zakresie tła dla naturalnych wód podziemnych w Polsce. Również stężenie graniczne dobrego stanu chemicznego nie zostało przekroczone.



Ryc. 3.6.9b. Zmienność, w okresie lat 1997-2020, średnich rocznych stężeń poszczególnych jonów, z zaznaczeniem trendu liniowego i wielomianowego

Siarka siarczanowa S–SO_4 jest drugim lub trzecim z kolej anionowym składnikiem wód podziemnych, a jon siarczanowy SO_4^{-2} stanowi podstawową formę jej migracji. Głównym źródłem siarczanów w wodach naturalnych strefy jej aktywnej wymiany są procesy wietrzenia i ługowania skał zawierających siarkę oraz procesy biochemiczne zachodzące w warstwach

wodonośnych. Siarka siarczanowa jest pierwiastkiem wykazującym dużą ruchliwość geochemiczną i aktywnie uczestniczy w biologicznym krążeniu substancji w przyrodzie. Znaczące ilości siarki, w płytkich wodach podziemnych, dostarcza antropopresja (spalanie paliw kopalnianych, kwaśne deszcze, ścieki, odpady). Jon siarczanowy, obok jonu chlorkowego, jest podstawowym wskaźnikiem przenikania zanieczyszczeń do wód podziemnych (Macioszczyk, Dobrzyński 2007). Naturalne tło hydrochemiczne zwykłych wód podziemnych zawiera się w granicach 5-60 mgSO_4 dm^{-3}. Wartość progowa dobrego stanu chemicznego stężeń chlorków wynosi 250 mgSO_4 dm^{-3} (Witczak i in. 2013).

Stężenia siarki siarczanowe S-SO_4, w okresie lat 1997-2020, ulegały zmianom od 9,9 mg dm^{-3} do 26,7 mg dm^{-3} (odpowiada to 29,8-81,1 mg SO_4^{-2} dm^{-3}) przy średnim jej stężeniu 20,62 mg dm^{-3} (61,6 mg SO_4^{-2} dm^{-3}). Stężenia jonu SO_4^{-2} nie mieszczą się w zakresie tła określonego dla Polski, ponieważ ich stężenia przekraczały w latach ubiegłych jego górną granicę. Są za to niższe od wartości progowej dla dobrego stanu chemicznego wód podziemnych. Obserwuje się wyraźne obniżenie średnich rocznych stężeń siarki siarczanowej (a co za tym idzie również jonu SO_4^{-2}) w okresie badań. Zmienność stężeń siarki siarczanowej, wyraźnie spadała do roku 2016, lecz następnie obserwuje się jej krótkotrwały wzrost i ponowny spadek. Średnie wartości stężeń siarki siarczanowe S-SO_4, dla poszczególnych kwartałów w wieloleciu, zmieniają się od 20,4 mg dm^{-3} w III kwartale do 20,8 mg dm^{-3} w II kwartale. Oznacza to, że w półroczu zimowym stężenie siarki jest nieznacznie wyższe niż w półroczu letnim. Obliczony dla zlewni badawczej zakres tła hydrochemicznego dla okresu wielolecia reprezentatywnego zawiera się w granicach od 49 do 70 mgSO_4 dm^{-3} i przekracza górną granicę tła dla naturalnych wód podziemnych w Polsce o 10 mgSO_4 dm^{-3}. Natomiast stężenie graniczne dobrego stanu chemicznego nie zostało przekroczone.

Chlorki Cl^- są najpowszechniejszą w przyrodzie formą występowania chloru. Należą do składników głównych większości wód naturalnych, przy czym ich niewielki udział procentowy w wodach zwykłych rośnie wraz ze wzrostem ich mineralizacji. W klimacie umiarkowanym, w strefie aktywnej wymiany zawierającej wody zwykłe, stężenie jonów chlorkowych jest zazwyczaj niskie, rzędu 5-60 mg dm^{-3}. W warunkach naturalnych chlorki tej strefy pochodzą częściowo z opadów atmosferycznych a częściowo z ługowania skał (Hem 1989, Feth 1981, Macioszczyk, Dobrzyński 2007). Naturalne tło hydrochemiczne zwykłych wód podziemnych zawiera się w granicach 2-60 mg dm^{-3}. Wartość progowa dobrego stanu chemicznego stężeń chlorków wynosi 300 mg dm^{-3} (Witczak i in. 2013).

Stężenia jonu Cl^-, w latach 1997-2020 ulegały zmianom, od 3,4 do 31,8 mg dm^{-3}, przy średniej wynoszącej 19,2 mg dm^{-3} i mieszczą się w zakresie tła określonego dla Polski, oraz są niższe od wartości progowej dla dobrego stanu chemicznego. Obserwuje się wzrost średnich rocznych stężeń Cl^- w okresie badań. Zmienność ta sprowadzała się szeregu spadków i wzrostów, z ogólną tendencją do wzrostu. Średnie wartości stężeń Cl^-, dla poszczególnych kwartałów w wieloleciu, zmieniają się od 18,3 mg dm^{-3} w I kwartale do 19,9 mg dm^{-3} w II kwartale. Obliczony dla zlewni badawczej zakres tła hydrochemicznego zawiera się w granicach od 14 do 26 mg dm^{-3} i mieści się w zakresie tła dla naturalnych wód podziemnych w Polsce. Również stężenie graniczne dobrego stanu chemicznego nie zostało przekroczone.

Azot azotanowy N-NO_3 w płytkich wodach podziemnych w warunkach naturalnych, pochodzi z wód atmosferycznych, rozkładu i mineralizacji naturalnych substancji organicznych występujących w wodach glebowych i podziemnych. Azotany łatwo migrują w wodach podziemnych, ponieważ łatwo się rozpuszczają i trudno ulegają sorpcji. Anion azotanowy NO_3^- jest jedną z podstawowych form migracji azotu w wodach podziemnych, jest elementem biogennym ulegającym licznym przemianom związanym z procesami tworzenia się i rozkładu substancji organicznych. Zanieczyszczenia wód podziemnych związkami azotowymi mogą się łączyć z bardzo różnorodną działalnością człowieka (Kleczkowski red. 1984), najważniejsze związane są z rolnictwem i gospodarką komunalną. Naturalne tło hydrochemiczne zwykłych wód podziemnych zawiera się w granicach 0-5 mgNO_3 dm^{-3}. Wartość progowa dobrego stanu chemicznego stężeń chlorków wynosi 50 mgNO_3 dm^{-3}.

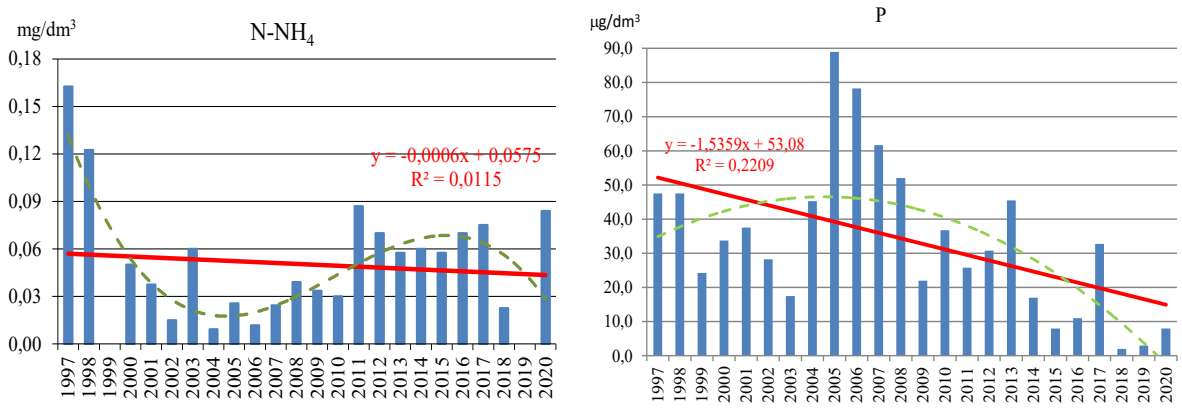
Stężenia azotu azotanowego N-NO_3, w okresie lat 1997-2020 ulegały zmianom od 0,00 mg dm^{-3} do 3,34 mg dm^{-3} (odpowiada to 0,00-14,79 mgNO_3 dm^{-3}) przy średnim jej stężeniu 1,44 mg dm^{-3} (6,39 mgNO_3 dm^{-3}) i nie mieszczą się w zakresie tła określonego dla Polski, ponieważ nie tylko ich wartość maksymalna ale i średnia przekraczają górną granicę tego tła. Są za to niższe od wartości progowej dla dobrego stanu chemicznego wód podziemnych. Obserwuje się wyraźne podniesienie średnich rocznych stężeń azotu azotanowego (a co za tym idzie również jonu NO_3) w okresie badań, na co wskazuje linia trendu prostoliniowego.

Zmienność stężeń azotu azotanowego najpierw spadała do roku 1999, lecz następnie podnosząc się i obniżając, począwszy od roku 2015 zaczęła wzrastać. Średnie wartości stężeń azotu azotanowego N-NO_3^-, dla poszczególnych kwartałów w wieloleciu, zmieniają się od 1,4 mg dm^{-3} w I i IV kwartale do 1,5 mg dm^{-3} w II kwartale. Obliczony dla zlewni badawczej zakres tła hydrochemicznego dla okresu wielolecia reprezentatywnego zawiera się w granicach od 1,3 do 12,2 mgNO_3 dm^{-3} i przekracza górną granicę tła dla naturalnych wód podziemnych

w Polsce o 7 mgNO_3 dm^{-3}. Natomiast stężenie graniczne dobrego stanu chemicznego nie zostało przekroczone.

Azot amonowy N-NH_4^+ zaliczany jest do podrzędnych składników wód podziemnych. W analityce chemicznej oznaczany jest jako suma jonu amonowego NH_4 i amoniaku NH_3. Jony amonowe (azot amonowy) to typowe składniki naturalnych wód podziemnych o warunkach redukcyjnych lub przejściowych. Azot amonowy jest też typowym wskaźnikiem zanieczyszczenia wód podziemnych, zwłaszcza płytkich wód gruntowych. Głównym źródłem jonów amonowych (azotu amonowego) w wodzie jest rozkład materii organicznej zawierającej azot (białka, mocznik itp.). Pochodzenie materii organicznej może być naturalne oraz z różnego typu ognisk zanieczyszczeń antropogenicznych zawierających substancje organiczne (Kleczkowski red. 1984). Można tu wymieniać nawozy organiczne (np. obornik, gnojówkę), ścieki związane z rolnictwem (np. gnojowice, soki kiszonkowe, odpady przetwórstwa rolnego), ścieki bytowe szczególnie w obszarach nieskanalizowanych oraz składowiska odpadów stałych zawierających materię organiczną jak odpady komunalne, przemysłowe organiczne i nieorganiczne (np. emisje z fabryk nawozów azotowych), odpady szeregu przemysłów zależnie od stosowanych technologii itp. Naturalne tło hydrochemiczne jonu amonowego NH_4 dla Polski zawiera się w granicach od 0 do 1 mg NH_4 dm^{-3}. Wartość progowa dobrego stanu chemicznego wód podziemnych wynosi 1,5 mg NH_4 dm^{-3}.

Stężenia azotu amonowego N-NH_4^+, w okresie lat 1997-2020 ulegały zmianom od 0,000 mg dm^{-3} do 0,300 mg dm^{-3} (odpowiada to 0,000-0,386 mg NH_4 dm^{-3}) przy średnim jej stężeniu 0,052 mg dm^{-3} (0,066 mgNH_4^+ dm^{-3}) i mieszczą się w zakresie tła określonego dla Polski oraz są niższe od wartości progowej dla dobrego stanu chemicznego wód podziemnych (Ryc. 3.6.9c). Obserwuje się nieznaczny spadek średnich rocznych stężeń azotu amonowego (a co za tym idzie również jonu NH_4^+) w okresie badań, a zmienność stężeń azotu azotanowego, najpierw spadała do roku 1999, następnie podnosi się i względnie stabilizuje do roku 2017, by w końcu obniżyć się i znów wzrosnąć. Średnie wartości stężeń azotu amonowego N–NH_4^+, dla poszczególnych kwartałów w wieloleciu, zmieniają się od 0,036 mg dm^{-3} w I kwartale do 0,48 mg dm^{-3} w III kwartale. Obliczony dla zlewni badawczej zakres tła hydrochemicznego dla okresu wielolecia reprezentatywnego zawiera się w granicach od 0,009 do 0,129 mgNH_4^+ dm^{-3} i mieści się w zakresie tła dla naturalnych wód podziemnych w Polsce. Również stężenie graniczne dobrego stanu chemicznego nie zostało przekroczone.



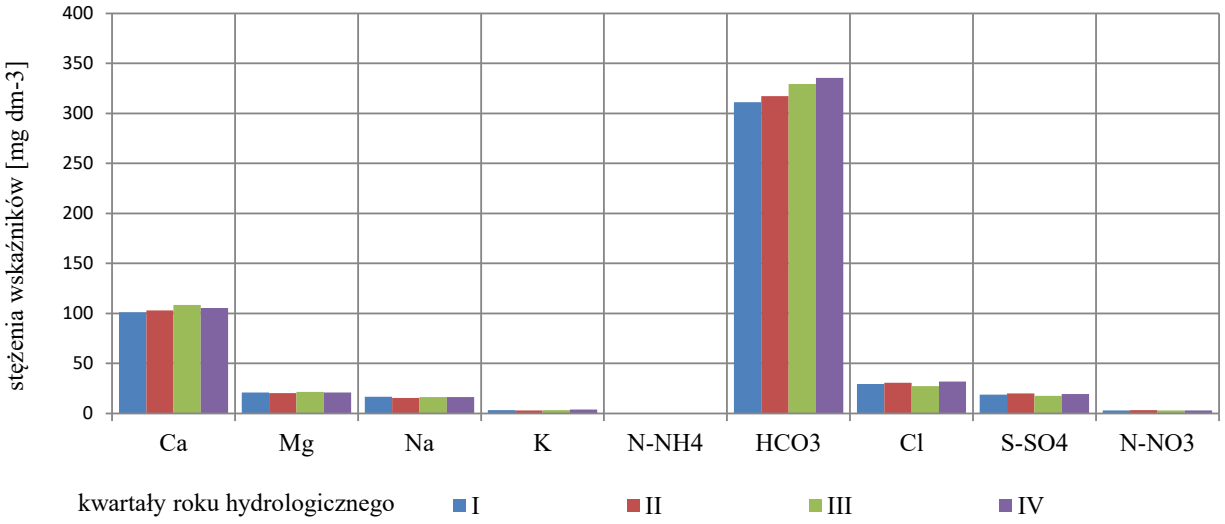
Ryc. 3.6.9c. Zmienność, w okresie lat 1997 – 2020, średnich rocznych stężeń N NH_4 i fosforu ogólnego, z zaznaczeniem trendu liniowego i wielomianowego

Fosfor P, pomimo wysokiego klarka w litosferze, w wodach podziemnych występuje w niewielkich ilościach. Podstawowym, naturalnym jego źródłem są wietrzejące minerały, w których zawsze występuje w postaci pięciowartościowej, najczęściej PO_4^{-3}. Nawożenie pól nawozami fosforowymi może być również źródłem fosforanów w wodach podziemnych, chociaż w większości są one sorbowane przez gleby i grunty strefy aeracji (Dojlido 1995). Naturalne tło chemiczne określone dla anionu PO_4 zawiera się w granicach od 10 µg dm^{-3} do 10000 µg dm^{-3}. Wartość progowa dobrego stanu chemicznego wód podziemnych wynosi 10000 µg PO_4 dm^{-3} (Witczak i in. 2013).

Stężenia fosforu ogólnego P, w latach 1997-2020 (Ryc. 3.6.9c), ulegały zmianom od 0,01 µg dm^{-3} do 181 µg dm^{-3} (odpowiada to 0,04-554,9 µg PO_4 dm^{-3})przy średnim jej stężeniu 34,3 µg dm^{-3} (105,15 µg PO_4 dm^{-3}) i mieszczą się w zakresie tła określonego dla Polski. Są również niższe od wartości progowej dla dobrego stanu chemicznego wód podziemnych. Obserwuje się spadek średnich rocznych stężeń fosforu ogólnego (a co za tym idzie również jonu PO_4) w okresie badań, a stężenia azotu azotanowego najpierw spadały do roku 1999, a następnie względnie stabilizował do roku 2011, by po okresie niewielkich wahań do roku 2017, w końcu się obniżyć. Średnie wartości stężeń azotu amonowego P, dla poszczególnych kwartałów w wieloleciu, zmieniają się od 30,4 µg dm^{-3} w I kwartale do 37,9 µg dm^{-3} w II kwartale. W okresie roku hydrologicznego obserwujemy najniższe wartości stężeń w I i IV kwartale, a najwyższe w II i III, jednak różnice stężeń są niewielkie. Obliczony dla zlewni badawczej zakres tła hydrochemicznego dla okresu wielolecia reprezentatywnego zawiera się w granicach od 25 do 208 µg PO_4 dm^{-3} i mieści się w zakresie tła dla naturalnych wód podziemnych w Polsce. Również stężenie graniczne dobrego stanu chemicznego nie zostało przekroczone.

Charakterystyka poszczególnych składników chemizmu wód podziemnych w roku hydrologicznym 2020

W tabelach 3.6.9a, b podano odpowiednio wartości wskaźników fizykochemicznych (odczyn i przewodność elektrolityczną) oraz składników chemicznych w piezometrze 007, a na ryc. 3.6.10 histogram zmian stężeń poszczególnych elementów, w poszczególnych kwartałach roku hydrologicznego 2020.



Ryc. 3.6.8. Histogram zmian stężeń poszczególnych składników chemizmu wód podziemnych, w poszczególnych kwartałach roku hydrologicznego 2020

Temperatura wód podziemnych zmieniała się od wartości 8,1 do 12,7°C, przy średniej 9,6°C i mieści się w środkowym przedziale tła dla obszaru Polski. Dynamika zmian temperatury była znacząca, bo w III kwartale osiągnęła ona wartość ponad 12°C, co jest wysoką temperaturą dla wód podziemnych. Najniższą temperaturę zanotowano w I kwartale, a najwyższą w III.

Przewodność elektrolityczna zmienia się od wartości 59,1 do 70,5 mS m^{-1} przy średniej 66,9 mS m^{-1} i mieści się w środkowym zakresie tła chemicznego. Dynamika zmian przewodności w okresie roku hydrologicznego jest niewielka, najniższe wartości osiągnęła I kwartale, a najwyższe II kwartale. W roku 2020 stwierdzono nieznaczne obniżenie się wartości SEK w stosunku do roku poprzedniego.

Mineralizacja wód podziemnych zmieniała się w zakresie 570,9 – 614,6 mg dm^{-3}, przy średniej wartości 592,9 mg dm^{-3}. Dynamika zmian mineralizacji była niewielka, najniższą wartość osiągnęła w I kwartale, a najwyższą w IV. W roku 2020 wartości mineralizacji nieznacznie wzrosły w stosunku do roku poprzedniego.

Odczyn pH, w roku 2020, zmieniał się od wartości 7,48 do 8,22 przy średniej 7,86 i mieści się w środkowej części zakresu tła chemicznego dla wód podziemnych Polski. Dynamika zmian pH w okresie roku hydrologicznego jest niewielka, a najmniejsze wartości osiągnęło w I kwartale i najwyższe w III kwartale. W roku 2020 stwierdzono wyraźny wzrost wartości pH względem roku poprzedniego.

BZT_5 w ciągu roku hydrologicznego zmieniało się od 1,03 do 3,16 mg O_2 dm^{-3}, przy średniej 1,69 mg O_2 dm^{-3}. Dynamika zmian była przeciętna, najniższe wartości oznaczono w I kwartale, a najwyższe w IV. W roku 2020 stwierdzono wyraźny spadek wartości BZT_5, w stosunku do roku ubiegłego.

Tlen rozpuszczony O_2 zmieniał się od wartości 3,6 do 4,6 mgO_2 dm^{-3}, przy średniej 4,1 mgO_2 dm^{-3} i zawierał się w środkowej strefie tła hydrogeochemicznego dla obszaru Polski. Dynamika zmian tego wskaźnika była niewielka, najniższe wartości oznaczono w I i II kwartale, a najwyższe w III i IV. W roku 2020 stwierdzono wzrost ilości tlenu rozpuszczonego w wodzie, w stosunku do roku ubiegłego.

Stężenia jonu wapniowego zmieniają się od 101,0 do 108,5 mg dm^{-3} przy średniej 104,5mg dm^{-3} i mieszczą się w środkowej części tła chemicznego dla obszaru Polski. Dynamika zmian stężeń Ca w okresie roku hydrologicznego jest niewielka, najmniejsze stężenia Ca osiągnął w I kwartale, a najwyższe w III kwartale. W roku 2020 stwierdzono niewielki wzrost stężeń Ca względem roku poprzedniego.

Stężenia jonu magnezu zmieniają się od stężeń 20,20 do 21,50 mg dm^{-3} przy średniej 20,88 mg dm^{-3} i mieszczą się w środkowej części tła chemicznego dla obszaru Polski. Dynamika zmian stężeń Mg w okresie roku hydrologicznego jest niewielka, najmniejsze stężenie było II, a największe w III kwartale. W roku 2020 stwierdzono niewielki wzrost stężeń Mg względem roku ubiegłego.

Stężenia jonu sodu zmieniają się od 15,50 do 16,70 mg dm^{-3} przy średniej 16,30 mg dm^{-3} i mieszczą się w środkowej części tła chemicznego dla obszaru Polski. Dynamika zmian stężeń w okresie roku hydrologicznego jest niewielka, najmniejsze stężenia sodu wystąpiły w II, a największe w I kwartale. W stosunku do roku biegłego, w roku 2020 stwierdzono obniżenie się stężeń Na.

Stężenia jonu potasu zmieniają się od 2,90 do 3,80 mg dm^{-3} przy średniej 3,35 mg dm^{-3} i mieszczą się w na granicy pierwszego i drugiego kwartylu tła chemicznego dla obszaru Polski. Dynamika zmian stężeń K w okresie roku hydrologicznego jest niewielka, najmniejsze stężenia stwierdzono w II, a najwyższe w IV kwartale. W roku 2020 stwierdzono niewielki spadek stężeń K względem roku poprzedniego.

Stężenia jonu wodorowęglanowego zmieniają się od stężeń 311,1 do 335,5 mg dm^{-3} przy średniej 323,3 mg dm^{-3} i mieszczą się nieco poniżej górnej granicy tła chemicznego dla Polski (360 mg dm^{-3}). Dynamika zmian stężeń HCO_3 w okresie roku hydrologicznego jest niewielka, najniższe stężenia osiągnęły w III, a najwyższe w IV kwartale. W roku 2020 stwierdzono obniżenie się stężeń HCO_3 w stosunku do roku poprzedniego.

Stężenia jonu chlorkowego zmieniają się od 27,2 do 32,0 mg dm^{-3}, przy średniej 29,8 mg dm^{-3} i mieszczą się w drugim kwartylu tła chemicznego dla obszaru Polski. Dynamika zmian stężeń jonu Cl w okresie roku hydrologicznego jest niewielka, najniższe stężenia odnotowano w III, a najwyższe IV kwartale. W roku 2020 odnotowano niewielki wzrost średniej rocznej wartości stężeń jonu Cl w stosunku do roku ubiegłego.

Stężenia siarki siarczanowej zmieniają się od 17,6 do 20,10 mg dm^{-3} przy średniej 18,95 mg dm^{-3} co odpowiada stężeniom 56,85 mg SO_4 dm^{-3}, a więc nieznacznie przekraczają górną granicę tła. Dynamika zmian stężeń siarki siarczanowej, w okresie roku hydrologicznego jest niewielka, najniższe stężenie wystąpiło w III, a najwyższe w II kwartale. W stosunku do roku ubiegłego stwierdzono niewielki spadek średniej rocznej wartości stężeń $S\text{-}SO_4$.

Stężenia azotu azotanowego zmieniają się od 2,92 do 3,16 mg dm^{-3} przy średniej 3,03 mg dm^{-3} (co odpowiada stężeniom 13,40 mg NO_3 dm^{-3}), a więc przekraczają górną granicę tła, lecz znajdują się znacznie niżej niż graniczna wartość dobrego stanu chemicznego wód podziemnych. Dynamika zmian stężeń $N\text{-}NO_3$, w okresie roku hydrologicznego jest niewielka, a najniższe stężenie pojawiło się w I i III, a najwyższe w II kwartale. W roku 2020 odnotowano niewielki spadek średnich rocznych stężeń $N\text{-}NO^3$ w stosunku do roku ubiegłego.

Stężenia azotu amonowego zmieniają się od 0,025 do 0,160 mg dm^{-3} przy średniej 0,084 mg dm^{-3} (co odpowiada stężeniom 0,108 mg NH_4 dm^{-3}) i mieszczą się dolnej części tła chemicznego dla obszaru Polski. Dynamika zmian stężeń $N\text{-}NH_4$, w okresie roku hydrologicznego jest niewielka, można mówić o stabilizacji stężeń tego wskaźnika, a najwyższe stężenie pojawiło się w III kwartale. W roku 2020 średnie roczne stężenia $N\text{-}NH_4$ wzrosły w stosunku do roku ubiegłego.

Stężenia fosforu ogólnego zmieniały się od 6,30 do 9,20 μg dm^{-3}, przy średniej 7,98 μg dm^{-3} (co odpowiada stężeniu 24,45 μg PO_4 dm^{-3}) i mieszczą się w rejonie dolnej granicy tła dla obszaru Polski. Najniższe stężenia odnotowano w I, a najwyższe w IV kwartale. W roku 2020 średnie roczne stężenia P ogólnego wzrosły w stosunku do stężeń odnotowanych w roku ubiegłym.

Z omawianych tu 16 wskaźników najwyższe stężenia poszczególnych kwartałach osiągnęły następujące wskaźniki:

- w I kwartale – 2 wskaźniki: SEK (70,5 mS m^{-1}) i Na (16,7 $mg \cdot dm^{-3}$);
- w II kwartale – 2 wskaźniki: $S\text{-}SO_4$ (20,1 $mg \cdot dm^{-3}$) i $N\text{-}NO_3$ (3,16 $mg \cdot dm^{-3}$);
- w III kwartale – 4 wskaźniki: temperatura (12,7°C), pH (8,22), Mg (21,5 $mg \cdot dm^{-3}$), Ca (108,5 $mg \cdot dm^{-3}$);

- w IV kwartale – 7 wskaźników: mineralizacja (614,6 5 $mg \cdot dm^{-3}$), BZT_5 (3,16 mg O_2 dm^{-3}), K (3,80 $mg \cdot dm^{-3}$), HCO_3 (335,5 $mg \cdot dm^{-3}$), $N–NH_4$ (0,16 $mg \cdot dm^{-3}$), P ogólny (9,2 $\mu g \cdot dm^{-3}$), Cl (32,0 $mg \cdot dm^{-3}$).

Tlen rozpuszczony równe i najwyższe wartości (4,6 mg O_2 dm^{-3}) osiągnął w III i IV kwartale

Określenie stanu chemicznego wód podziemnych w roku hydrologicznym 2020

Pełna procedura oceny stanu chemicznego wód podziemnych wymaga wykonania szeregu testów. Z powodu niemożliwości dotarcia do pełnego kompletu danych, niezbędnych dla wykonania całego testu wykonano tylko test pierwszy, tzw. ogólną ocenę stanu chemicznego wód podziemnych. Jest to jednocześnie test najważniejszy i często decydujący o wyniku całej oceny. W tabeli 3.6.12 zestawiono wyniki oznaczeń wartości parametrów fizykochemicznych w czterech terminach badania wód podziemnych i poniżej podano klasę jakości wód podziemnych w oparciu o wymagania określone w Rozporządzeniu Ministra Gospodarki Wodnej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 7.11.2019 r. (Dz. U. 2019 poz. 2148). W wyniku przeprowadzenia procedury kwalifikacyjnej poszczególne wskaźniki fizykochemiczne zaliczano do klas I, II lub III i nie stwierdzono ani jednego przypadku zaklasyfikowania ich do klas IV lub V. Tym samym stan chemiczny wód dla wszystkich wskaźników, próbek wody i całej badanej struktury hydrogeologicznej, w tym przypadku zlewni badawczej ZMŚP Wigry, należy zakwalifikować jako dobry.

Tab. 3.6.12. Zestawienie wartości wybranych wskaźników fizykochemicznych wód podziemnych i określonych dla nich wartości klas jakości (środowiskowej) wód podziemnych

Kwartał klasa	Temp.	pH	SEK	O_2	Na	K	Ca	Mg	HCO_3	Cl	SO_4	NO_3	NH_4	PO_4	Stan
	°C	1	$mS\ m^{-1}$	$mg\ dm^{-3}$										µg/l	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
I		7,52	65,66	1,47	14,85	2,54	99,35	16,56	305,15	17,65	60,80	5,49	0,046	96,0	**DOBRY**
klasy	**I**	**I**	**I**	**I**	**I**	**I**	**II**	**I**	**II**	**I**	**II**	**II**	**I**	**I**	
II		7,49	66,24	1,28	16,13	2,84	98,51	16,88	307,35	19,04	61,81	6,32	0,049	118,0	**DOBRY**
klasa	**I**	**I**	**I**	**I**	**I**	**I**	**II**	**I**	**II**	**I**	**II**	**II**	**I**	**I**	
III		7,49	64,55	1,55	15,41	2,69	100,19	15,56	312,21	18,31	60,94	6,05	0,062	120,6	**DOBRY**
klasa	**I**	**I**	**I**	**I**	**I**	**I**	**III**	**I**	**II**	**I**	**II**	**II**	**I**	**I**	
IV		7,50	65,33	1,00	14,93	2,21	101,41	16,46	315,63	17,60	60,55	5,89	0,058	99,1	**DOBRY**
klasa	**I**	**I**	**I**	**I**	**I**	**I**	**III**	**I**	**II**	**I**	**II**	**II**	**I**	**I**	

Nie stwierdzono znaczących różnic w ocenie klas w poszczególnych kwartałach. W każdym z kwartałów I klasę uzyskiwało 9 wskaźników: pH, PEW, O_2, Na, Mg, K, Cl, NH_4, PO_4, klasę II 3: HCO_3, SO_4, NO_3. Klasę I dla temperatury ustalono w 1, 2 i 4 kwartale, a w 3 kwartale klasę III. Dla jonu Ca w 1 i 2 kwartale ustalono klasę II, a w 3 i 4 kwartale klasę

III. Podobne wyniki klasyfikacji i oceny stanu chemicznego wód podziemnych uzyskiwano również w poprzednich latach.

Ustalenie istnienia lub braku związku pomiędzy zmianami położenia zwierciadła wód podziemnych, a ilością opadu atmosferycznego, temperaturą powietrza i gruntu oraz zmianami położenia wód powierzchniowych

Teoretycznie, zmiany położenia wód podziemnych o zwierciadle swobodnym, są kształtowane przez ich zasilanie: infiltrację opadu atmosferycznego, w wyjątkowych przypadkach przez infiltrację wód powierzchniowych (z rzek, jezior, itp.), oraz przez dopływ lateralny z sąsiednich poziomów wodonośnych, ascenzję wód z niżej położonych poziomów wodonośnych. Drenaż wód podziemnych odbywa się, w warunkach naturalnych, np. przez: wody powierzchniowe (rzeki, jeziora, inne zbiorniki wód powierzchniowych), parowanie ze zwierciadła wód, transpirację, odpływ podziemnych do sąsiednich poziomów wodonośnych. Często jednak, w przypadku wystąpienia skomplikowanych warunków budowy geologicznej, hydrologicznych, hydrogeologicznych, meteorologicznych brak jest możliwości zaistnienia istotnego związku korelacyjnego pomiędzy zmiennością poziomu wód podziemnych a pojedynczymi czynnikami mającym wpływ na jego dynamikę. Zwykle oddziałują, wszystkie lub większość z ww. czynników, ze zróżnicowaną w czasie siłą. W takim przypadku, dla ustalenia siły wpływu poszczególnych czynników na dynamikę wód podziemnych, należy posługiwać się metodami matematycznego modelowania procesów.

Dla określenia, który z wyżej wymienionych czynników zasilania lub drenażu ma wpływ na kształtowanie się poziomu (głębokości) do zwierciadła wód podziemnych, podjęto próbę ustalenia pomiędzy nimi związku korelacji, z wykorzystaniem współczynnika korelacji liniowej Pearsona, którego wyrazem liczbowym jest współczynnik korelacji (**r**), zawierający się w przedziale [–1; +1]. Wartość dodatnia współczynnika korelacji **r** świadczy, że mamy do czynienia z zależnością wprost proporcjonalną, natomiast ujemna, że zależność jest odwrotnie proporcjonalna. Siłę związków korelacyjnych określa wartość współczynnika **r** w następujący sposób:

< 0,2 - korelacja słaba (praktycznie brak związku);
0,2 – 0,4 - korelacja niska (zależność wyraźna);
0,4 – 0,6 - korelacja umiarkowana (zależność istotna);
0,6 – 0,8 - korelacja wysoka (zależność znaczna);
0,8 – 0,9 - korelacja bardzo wysoka (zależność bardzo duża);
0,9 – 1,0 - zależność praktycznie pełna.

Wyniki oznaczeń współczynnika korelacji liniowej r dla lat hydrologicznych 2016-2020 zestawiono w tabeli 3.6.13. Jest to okres dla którego posiadano względnie kompletne zestawienie

wyników obserwacji wyżej wymienionych wskaźników. Dla zależności pomiędzy głębokością do zwierciadła wód podziemnych a położeniem zwierciadła wód powierzchniowych i opadem wartość współczynnika korelacji **r** powinna być ujemna, ponieważ mamy tu do czynienia z korelacją odwrotnie proporcjonalną (głębokość do wód podziemnych maleje gdy poziom wód powierzchniowych lub wysokość opadu wzrasta). W odniesieniu do temperatur powietrza i gruntu występuje zależność wprost proporcjonalna. Z zestawienia wynika, że korelację od umiarkowanej do wysokiej (w zakresie od –0,458 do –0,760) dla okresu wielolecia uzyskano tylko dla zależności ustalanych pomiędzy położeniem zwierciadeł wód podziemnych i powierzchniowych. Dla opadu i temperatur, we wszystkich przypadkach, zależności korelacyjne określono jako słabe, a praktyczne ich brak, bo wynoszą maksymalnie 0,097. W tabeli 3.6.12 czcionką czerwoną oznaczono wartości wsp. **r** o nieodpowiednim znaku (+ lub –), czarną gdy wartość wsp. **r** świadczy o korelacji słabej (praktycznie brak związku), a zieloną gdy mamy korelację niską lub wyższą (do bardzo wysokiej włącznie). Pogrubioną czcionką zieloną zaznaczono najwyższe wartości korelacji, dla okresu wielolecia 2016-2020 dla poszczególnych piezometrów.

*Tab. 3.6.13. Wyniki oznaczeń współczynnika korelacji **r** pomiędzy głębokością do zwierciadła wód podziemnych w piezometrach 007, 055, 056, a położeniem wód powierzchniowych, opadem, temperaturą powietrza i gruntu, dla zbioru danych z wielolecia 2016-2020*

Nr piezometru	rzeka	jezioro Wigry		Opad	Temperatura powietrza		Temperatura gruntu na głębokości				
	Czarna Hańcza	Bryzgiel	Stary Folwark		+ 2m	+ 5 cm	–5cm	–10cm	–20cm	–50cm	–1m
007	–0,561	**–0,760**	–0,726	0,025	0,031	0,008	–0,011	0,001	0,012	0,049	0,097
055	–0,474	**–0,657**	–0,566	0,021	–0,039	–0,059	–0,073	–0,065	–0,062	–0,042	–0,021
056	–0,458	**–0,599**	–0,513	0,023	–0,028	–0,047	–0,059	–0,051	–0,049	–0,031	–0,015

Gdy jednak badany współczynnik korelacji dla poszczególnych lat hydrologicznych okazuje się, że najwyższe korelacje uzyskuje się dla zależności pomiędzy głębokością do zwierciadła wód podziemnych, a temperaturami powietrza i gruntu. W tabeli 3.6.14 zestawiono wyniki obliczenia współczynnika **r** dla roku 2020. Wynika z niego, że najwyższe wartości współczynnika **r**, dla poszczególnych piezometrów, uzyskano dla temperatury gruntu na głębokości 100 cm. Korelacje dla temperatur powietrza i gruntu we wszystkich przypadkach mieszczą się w zakresie korelacji wysokiej. Korelację niską uzyskano dla zależności z wodami jeziora Wigry wodowskaz Stary Folwark. We wszystkich pozostałych przypadkach mamy do czynienia z korelacją słabą lub błędnym znakiem współczynnika **r**.

*Tab. 3.6.14. Wyniki oznaczeń współczynnika korelacji **r** pomiędzy głębokością do zwierciadła wód podziemnych w piezometrach 007, 055, 056, a położeniem wód powierzchniowych, opadem, temperaturą powietrza i gruntu, dla danych z 2020 r.*

Nr piezometru	rzeka	jezioro Wigry		Opad	Temperatura powietrza		Temperatura gruntu na głębokości				
	Czarna Hańcza	Bryzgiel	Stary Folwark		+ 2m	+ 5 cm	–5cm	–10cm	–20cm	–50cm	–1m
007	-0,146	-0,006	-0,388	0,109	0,703	0,700	0,714	0,723	0,727	0,759	**0,771**
055	-0,107	0,145	-0,254	0,123	0,719	0,722	0,737	0,744	0,744	0,762	**0,755**
056	-0,140	0,077	-0,301	0,113	0,672	0,667	0,678	0,687	0,690	0,725	**0,741**

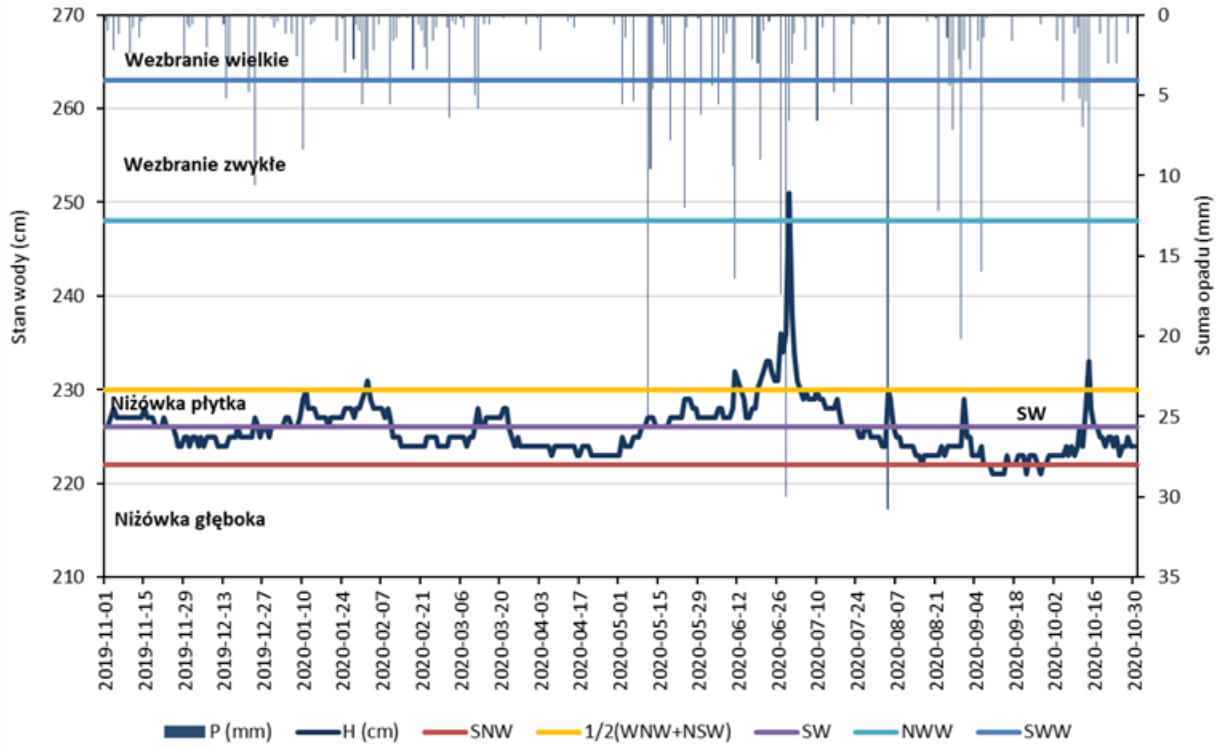
3.7. Wody powierzchniowe - rzeki

Charakterystyka ilościowa wód powierzchniowych w 2020 roku

Obserwacje stanów wody H (cm) są w ramach Stacji Bazowej ZMŚP „Wigry" prowadzone w posterunku Sobolewo, będącym profilem wejściowym do zlewni różnicowej i są wypadkową procesów zachodzących powyżej zlewni badawczej. Posterunek ten wydaje się jednak reprezentatywny dla całego fragmentu dorzecza Czarnej Hańczy, do którego należy też zlewnia badawcza Wigry.

Rok hydrologiczny 2020 był kolejnym rokiem, odbiegającym od średniej pod względem obiegu wody w zlewni badawczej. Po latach 2014-2015, kiedy zasilanie opadowe kształtowało się znacznie poniżej wartości średnich, nastąpiły lata 2016-2017, kiedy obieg wody powracał do stanu równowagi, a jej deficyt był powoli uzupełniany. Niestety kierunek ten nie został zachowany w kolejnych latach 2018, 2019 i 2020, ze względu na zmniejszone zasilanie opadowe i dosyć nierównomierny jego rozkład w czasie. Suma roczna opadu, która wyniosła w 2020 roku nieco ponad 517 mm, była już wyższa o około 44 mm od sumy rocznej opadu w roku 2019, ale wciąż niższa o około 74 mm od sumy średniej rocznej z wielolecia 2001-2020. Była też piątą najniższą w tym okresie (po 2015, 2003, 2019 i 2018 roku). Jest to pierwszy przypadek od 2001 roku, kiedy w trzech kolejnych latach zasilanie opadowe zlewni nie przekroczyło w skali roku wartości średniej z wielolecia. Tym samym niekorzystna tendencja obniżonego zasilania opadowego w zlewni została utrzymana, mimo nieznacznego wzrostu opadu w porównaniu z rokiem poprzedzającym.

Stany wody rzeki Czarna Hańcza w profilu Sobolewo w większości przypadków kształtowały się w strefie stanów niskich. Odnotowano jeden przypadek pojawienia się gwałtownego wezbrania w dniu 30 czerwca 2020 r. po jednym z dwóch w rozpatrywanym roku epizodów, kiedy suma dobowa opadu osiągnęła pułap 30 mm. Po wystąpieniu kolejnego epizodu opadowego o podobnym natężeniu w dniu 4 sierpnia 2020 r., stan wody podniósł się tylko nieznacznie i tylko na jeden dzień wykroczył poza niżówkę płytką. W odróżnieniu od roku poprzedzającego pojawiły się znacznie dłuższe okresy niżówek płytkich, ale niżówki głębokie trwały krócej (Ryc. 3.7.1).



Ryc. 3.7.1. Wykres przebiegu zmienności czasowej średnich dobowych wartości stanów wody H (w cm) na tle sum dobowych opadów atmosferycznych P (w mm) w 2020 roku w profilu Sobolewo, Stacja Bazowa Wigry

Przez pierwsze 6 miesięcy roku hydrologicznego stany wody oscylowały wokół wartości średniej rocznej w granicach strefy stanów niskich z dwoma 1-2 dniowymi epizodami wzrostów do stanów średnich na początku stycznia i lutego. Było to spowodowane delikatnym wzrostem sum dobowych opadu. Stany wody osiągnęły minimum półrocza zimowego w kwietniu, który był wyjątkowo ubogi w zasilanie opadowe z sumą miesięczną na poziomie (4,4 mm). Tym samym powtórzyła się dokładnie sytuacja z roku 2019, kiedy suma opadów w kwietniu wyniosła zaledwie 2,0 mm. Od początku maja obserwowano początek lekkich wzrostów stanów wody. Było to wynikiem wyraźnego wzrostu sum dobowych opadów. Pierwszy epizod intensywnych opadów, które przekroczyły 11 maja 2020 r. sumę 25 mm w ciągu doby, nie przełożył się na znaczący wzrost stanów wody. Obserwowano go natomiast, o czym już wspomniano wcześniej, po serii intensywnych opadów o łącznej sumie 54 mm w dniach od 27 do 30 czerwca. Stany wody osiągnęły wówczas swoje maksimum roczne, ale było ono krótkotrwałe (1 dzień). Od maksimum rocznego stany wody obniżały się aż do końca września, przekroczywszy stosunkowo szybko granicę niżówki płytkiej, a we wrześniu także niżówki głębokiej. Po dwóch epizodach bardziej intensywnych opadów w dniach 4 i 30 sierpnia pojawiły się co prawda wyraźne wzrosty stanów wody, ale nie spowodowało to przerwania niżówki. Dopiero od początku października notowano wzrost stanów wody trwający aż do końca roku hydrologicznego, jednak poza jednym przypadkiem po opadach w dniach 13 i 14 października nie osiągnęły one strefy stanów średnich.

W kształcie hydrogramu stanów wody widoczne jest jego powiązanie z występowaniem wysokich dobowych sum opadów, ale pewnych epizodów niżówek nie da się powiązać ze zmiennością zasilania w 2020 roku. Nie zostały one przerwane nawet przez stosunkowo intensywne opady. Po maksimum opadowym w maju i czerwcu zlewnia bardzo szybko wróciła do stanu niżówki. Z jednej strony można to przypisać kumulowaniu się głębokiego deficytu zasobów wodnych w zlewni już trzeci rok z rzędu (2018-2020) oraz występowaniu miesięcy z sumami opadu znacznie poniżej średniej wieloletniej (kwiecień, lipiec, wrzesień). Co więcej, mimo sumy rocznej opadu wyższej o kilkadziesiąt mm od roku poprzedzającego, suma opadów w półroczu zimowym 2020 roku była o ponad 50 mm niższa niż w 2019 roku. Z pewnością wpłynęło to negatywnie na odbudowywanie zasobów wodnych zlewni, które odbywa się zazwyczaj właśnie w półroczu zimowym.

Kryteria, według których wyznaczano granice wezbrań i niżówek przyjęto za E. Bajkiewicz-Grabowską i Z. Mikulskim (2006) i opierały się one na obliczonych charakterystycznych stanach wody Czarnej Hańczy w profilu Sobolewo w latach 2001-2020 (Tab. 3.7.1). Porównując stany charakterystyczne II stopnia wieloleci 2001-2019 i 2001-2020 nie zauważa się poważniejszych zmian. Jedyna różnica objawia się w przypadku średniego stanu wody (SSW). Wynika to z tego, że średni stan wody w 2020 roku (SW) był niższy od stanu średniego z wielolecia. Oznacza to zatem, że rok 2020 nie odznaczał się żadnymi ekstremalnie wysokimi ani niskimi stanami wody, które wpłynęłyby na obraz całego okresu obserwacji od 2001 roku. Niemniej, był już kolejnym rokiem w serii lat o stanach poniżej średniej, która wpłynęła na średnie stany charakterystyczne w odniesieniu całego okresu obserwacji.

Tab. 3.7.1. Charakterystyczne stany wody w cm w profilu wodowskazowym Sobolewo, Stacja Bazowa WIGRY, w roku 2020 oraz wieloleciach 2001-2019 i 2001-2020

Stany charakterystyczne I stopnia (rok hydrologiczny 2020)					
NW		SW		WW	
220		226		259	
Stany charakterystyczne II stopnia (2001-2020)					
minimalne		średnie		maksymalne	
NNW	214	SNW	222	WNW	234
NSW	225	SSW	233	WSW	249
NWW	248	SWW	263	WWW	280
Stany charakterystyczne II stopnia (2001-2019)					
minimalne		średnie		maksymalne	
NNW	214	SNW	222	WNW	234
NSW	225	SSW	234	WSW	249
NWW	248	SWW	263	WWW	280

Graniczne stany wody były obliczane następująco:

- Wezbrania wielkie – $H \geq SWW$,
- Wezbrania zwykłe – $SWW \geq H \geq NWW$,
- Wezbrania małe – $NWW \geq H \geq 1/2 \cdot (NWW+WSW)$,
- Niżówki płytkie – $SNW \leq H \leq 1/2 \cdot (NSW+WNW)$,
- Niżówki głębokie – $H \leq SNW$

gdzie: $1/2 \cdot (NWW+WSW)$ – dolna granica strefy stanów wysokich, $1/2 \cdot (NSW+WNW)$ – górna granica strefy stanów niskich.

Ze względu na zachodzące na siebie granice wezbrań małych i płytkich zdecydowano wziąć pod uwagę tylko wezbrania zwykłe, ale w 2020 r., podobnie jak w latach poprzedzających, nie miało to i tak żadnego znaczenia, ponieważ średnie dobowe stany wody osiągnęły tylko raz tak wysokie wartości. Obliczone granice naniesiono na wykres przebiegu średnich dobowych wartości stanów wody (Ryc. 3.7.1). W raportowanym roku aż przez 341 dni stany wody można było zakwalifikować do niżówek, z czego przez 7 dni do niżówek głębokich a przez pozostałe 334 dni do niżówek płytkich. W porównaniu do roku poprzedzającego niżówki trwały 141 dni dłużej w tym niżówki płytkie o 180 dni dłużej, natomiast niżówki głębokie o 39 dni krócej. W porównaniu z rokiem 2018 w roku 2020 niżówki trwały dłużej aż o 193 dni. Zatem każdy kolejny rok o opadach poniżej średniej począwszy od 2018 charakteryzuje się coraz dłuższym czasem trwania niżówek, od których wolne było w 2020 roku zaledwie nieco ponad 20 dni. Jest to sytuacja wysoce niepokojąca. Według kryterium stanów wody w 2020 roku granica wezbrania została przekroczona tylko raz. Jeżeli za niżówkę/wezbranie przyjąć okres występowania niskich/wysokich stanów wód przez co najmniej 7 dni bez przerwy to, w roku 2020 nie obserwowano wezbrań, natomiast wyróżnić można 5 okresów niżówek:

- 1.11.2019 – 10.01.2020 (71 dni niżówki płytkiej),
- 12.01.2020 – 31.01.2020 (20 dni niżówki płytkiej),
- 3.02.20120 – 10.06.2020 (129 dni niżówki płytkiej),
- 11.07.2020 – 3.08.2020 (24 dni niżówki płytkiej),
- 5.08.2020 – 31.10.2020 (88 dni niżówki płytkiej w tym epizody przekroczenia granicy niżówki głębokiej w dniach: 10 – 14.09.2020, 22.09.2020 i 27.09.2020).

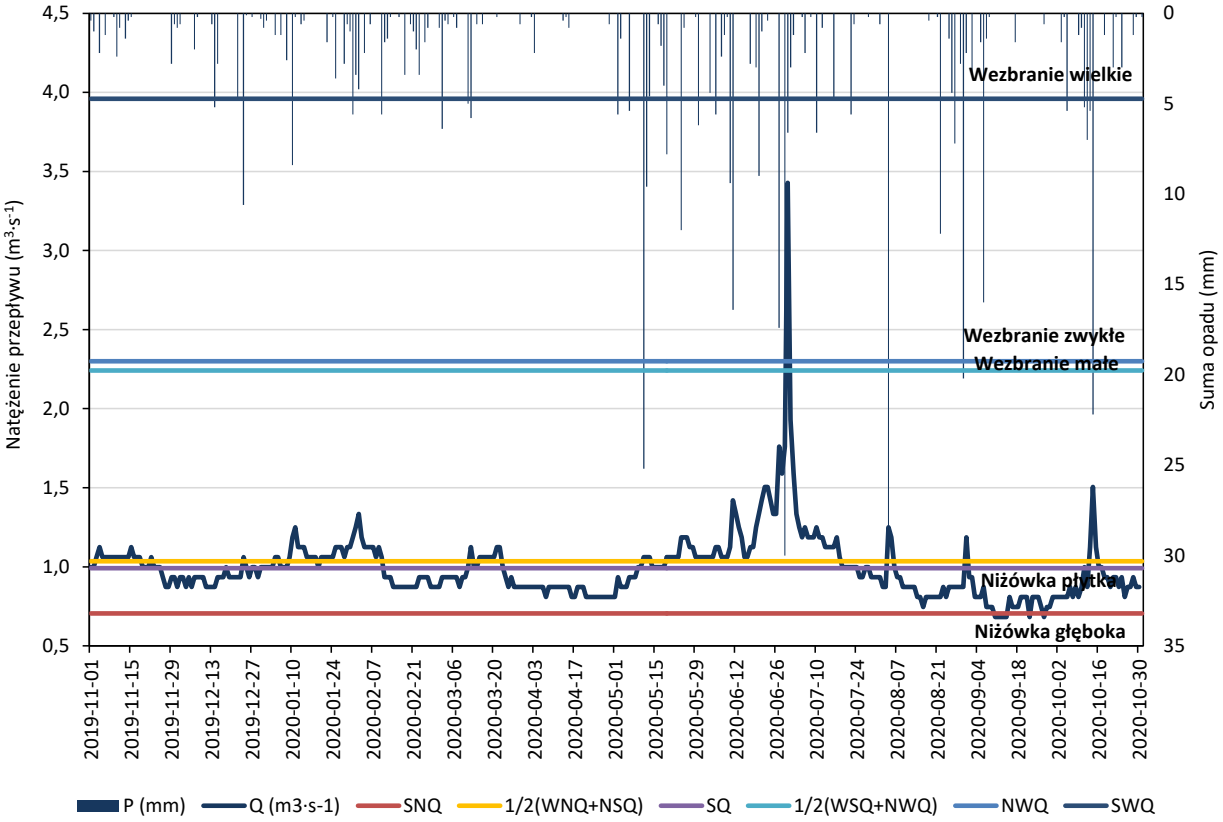
Najdłuższa niżówka trwała ponad cztery miesiące (luty – czerwiec). Poza nią pojawiły się jeszcze dwie dłuższe niż 2 miesiące (listopad-styczeń i sierpień-październik). Ich występowanie należy powiązać z rozkładem czasowym sum opadów atmosferycznych w omawianym roku, ale nie jest to do końca oczywiste i analiza ta powinna być osadzona

w szerszym kontekście. Należy zwrócić uwagę, że w rok hydrologiczny 2020 zlewnia weszła ze stosunkowo niewielkim zapasem zgromadzonej wody po ubogich w zasilanie latach 2018 i 2019. W dodatku do 2018 roku nie doszła ona jeszcze do równowagi po głębokim deficycie zasilania z lat 2014-2015. Tylko w lutym, maju, czerwcu, sierpniu i październiku 2020 roku sumy miesięczne opadów były zbliżone lub przekraczały średnie wieloletnie. W maju i czerwcu średnie wieloletnie miesięczne sumy opadów zostały przekroczone odpowiednio o około 30 mm i ponad 40 mm. Niestety w pozostałych miesiącach notowano znacznie niższe zasilanie opadowe. Ekstremum stanowił kwiecień z sumą opadu na poziomie 4,4 mm (26 mm poniżej normy), co stanowiło powtórkę z roku 2019. Także w listopadzie i wrześniu sumy opadu były niższe o ponad 25 mm w stosunku do normy. Maksymalna różnica między zarejestrowaną sumą opadów w średnia wieloletnią pojawiła się w lipcu i wyniosła blisko 62 mm (poniżej średniej). Fakt ten w połączeniu z wysokimi sumami parowania w sezonie letnim doprowadził do wystąpienia w tym okresie głębokiej niżówki. Tym bardziej, że brak było istotnych zapasów wody, które mogły to zjawisko złagodzić. Za bardzo duży rozmiar niżówki w półroczu zimowym odpowiedzialny był niski stan zasobów wodnych na początku roku hydrologicznego oraz wyraźnie niższa od średniej suma opadów półrocza zimowego wynosząca niespełna 132 mm, przy normie sięgającej ponad 207 mm. Głęboki deficyt zasobów wodnych, który utrwalił się w pierwszych 6 miesiącach roku spowodował, że wpływ na zlewnię nawet intensywnych opadów (np. 29 i 30 czerwca 2020 r.) był stosunkowo krótkotrwały. Wzmożone parowanie w okresie letnim oraz tylko krótkotrwałe i zazwyczaj lokalne opady nie były w stanie przyczynić się do odbudowy zasobów wodnych zlewni. Dopiero ostatni miesiąc roku hydrologicznego charakteryzował powolny wzrost stanów wody, ale był on dalece niewystarczający i w kolejny rok hydrologiczny 2021 zlewnia weszła w stanie niżówki. Obieg wody, charakteryzujący się dzięki podwyższonej jeziorności zlewni powyżej profilu wejściowego Sobolewo pewną bezwładnością, funkcjonował zatem w niejakim oderwaniu od lokalnych warunków zasilania. Pojedyncze epizody intensywnych opadów o maksymalnym natężeniu, które tylko dwa razy osiągnęły 30 mm na dobę były odpowiedzialne za tylko chwilowe podniesienie się stanów wody około 30.06.2020 r. i 4.08.2020 r. W efekcie średni roczny stan wody SW Czarnej Hańczy w 2020 r. wyniósł w profilu wodowskazowym 226 cm, co jest wartością o 7 cm niższą od rocznego średniego stanu SSW wielolecia 2001-2020. Najniższy stan wody NW (220 cm) zaobserwowano podczas niżówki w połowie września (odczyt z limnigrafu). Najwyższy stan wody WW (259 cm) pochodzący z odczytu limnigrafu wystąpił 30 czerwca 2020 r., kiedy zarejestrowano intensywne opady o sumie dobowej zbliżonej do 30 mm. Zmiana wartości stanu z dnia na dzień przekroczyła 10 cm. Najwyższa zanotowana zmiana to 15 cm wzrostu po intensywnych opadach 30 czerwca

i następnie 13 cm spadku zaraz następnego dnia. Zakres wahań stanów wody w profilu Sobolewo w roku hydrologicznym 2020 wyniósł 39 cm i był mniejszy niż w roku 2019 (48 cm), tymczasem amplituda względna dla tego roku obliczana wg poniższej formuły:

$$A_{ww}\frac{(WW-NW)}{SW}$$

wyniosła 0,17 i była mniejsza niż wartość z roku poprzedzającego (0,21) jak i wielolecia 2001-2020 (0,28). Oznacza to, że zakres wahań stanów wody w raportowanym roku był mniejszy niż średnio w wieloleciu.



Ryc. 3.7.2. Wykres przebiegu zmienności czasowej średnich dobowych wartości natężenia przepływu Q (m 3·s-1) (hydrogram odpływu) na tle sum dobowych opadów atmosferycznych P (w mm) w 2020 roku w profilu Sobolewo, Stacja Bazowa Wigry

W podobny sposób jak stany wody przeanalizowano przebieg roczny średnich dobowych wartości natężenia przepływu Q (m3·s-1) Czarnej Hańczy. Był on zbliżony do przebiegu stanów wody H (cm) w roku hydrologicznym, niemniej nieliniowa natura związku między stanami wody a wartościami natężenia przepływu spowodowała pewne rozbieżności (Ryc. 3.7.2). W profilu wodowskazowym zależność między stanami wody a przepływami jest wyznaczana oddzielnie dla każdego roku wielolecia 2001-2020. Nie ma opracowanej jednej krzywej przepływu ważnej w całym wieloleciu. Obliczono graniczne wartości wezbrań i niżówek, wykorzystując charakterystyczne wartości przepływów w profilu wodowskazowym Sobolewo (Tab. 3.9.2a):

- Wezbrania wielkie – H ≥ SWQ,

- Wezbrania zwykłe – SWQ ≥ H ≥NWQ,
- Wezbrania małe – NWQ ≥ H ≥ 1/2·(NWQ+WSQ),
- Niżówki płytkie – SNQ ≤ H ≤ 1/2·(NSQ+WNQ),
- Niżówki głębokie – H ≤ SNQ

gdzie: 1/2·(NWQ+WSQ) – dolna granica strefy przepływów wysokich, 1/2·(NSQ+WNQ) – górna granica strefy przepływów niskich.

Analizując hydrogram przepływu Czarnej Hańczy w profilu Sobolewo w 2020 r. stwierdzono, że w ciągu 228 dni przepływy spełniały warunek niżówki płytkiej, przez 7 dni niżówki głębokiej a przez 1 dzień wezbrania zwykłego. Oznacza to, że wartości ze strefy przepływów średnich notowano przez 130 dni w roku. W porównaniu do roku poprzedzającego (2019) niżówki płytkie trwały o 156 dni dłużej, niżówki głębokie o 21 dni krócej a wezbranie zwykłe o 1 dzień krócej, natomiast przepływy średnie notowano o 133 dni krócej. Potwierdza to wnioski z analizy przebiegu stanów wody w profilu Sobolewo. Przez większą część roku trwały niżówki co może to oznaczać, że zasoby wody zretencjonowane w zlewni górnego biegu Czarnej Hańczy podczas intensywnego zasilania w 2017 roku zostały istotnie wyczerpane w latach 2018, 2019 i 2020, a pojedyncze intensywne epizody opadowe przy bezśnieżnych zimach i niedostatku zasilania w półroczu zimowym nie są w stanie ich uzupełnić. Przyjmując przy wyznaczaniu wezbrań i niżówek kryterium nieprzerwanego czasu trwania (7 dni), na podstawie analizy hydrogramu przepływu w roku 2020 nie stwierdzono wezbrań, natomiast wyróżnić można 8 okresów niżówek:

- 23.11.2019-23.12.2019 (31 dni niżówki płytkiej),
- 25.12.2019-3.01.2020 (10 dni niżówki płytkiej),
- 11.02.2020-11.03.2020 (30 dni niżówki płytkiej),
- 23.03.2020-10.05.2020 (49 dni niżówki płytkiej),
- 19.07.2020-3.08.2020 (16 dni niżówki płytkiej),
- 6.08.2020-30.08.2020 (25 dni niżówki płytkiej),
- 1.09.2020-12.10.2020 (42 dni niżówki płytkiej w tym epizody przekroczenia granicy niżówki głębokiej w dniach: 10-14.09.2020, 22.09.2020 i 27.09.2020)
- 16.10.2020-31.10.2020 (16 dni niżówki płytkiej).

Dla porównania, w roku hydrologicznym 2019 stosując te same kryteria stwierdzono w profilu Sobolewo występowanie 3 okresów niżówek niżówek i nie stwierdzono żadnego wezbrania. Należy zauważyć również, że analiza stanów wody i natężenia przepływu daje w tym zakresie nieco rozbieżne wyniki szczegółowe, jednak trend pozostaje ten sam. Przy zastosowaniu

kryterium czasu trwania, obecne na hydrogramie stanów wody 3 niżówki w od listopada do czerwca o łącznym czasie trwania 220 dni na hydrogramie przepływu stanowią 4 niżówki o czasie trwania 120 dni, ale na obu zauważyć można epizod niżówki głębokiej w sezonie letnim.

Tab. 3.7.2a. Charakterystyczne przepływy wody w $m^3 \cdot s^{-1}$ w profilu wodowskazowym Sobolewo, Stacja Bazowa Wigry, w roku 2020 oraz wieloleciach 2001-2019 i 2001-2020

Przepływy charakterystyczne I stopnia (rok hydrologiczny 2020)					
NQ		SQ		WQ	
0,683		1,992		4,248	
Przepływy charakterystyczne II stopnia (2001-2020)					
minimalne		średnie		maksymalne	
NNQ	0,450	SNQ	0,705	WNQ	1,170
NSQ	0,902	SSQ	1,344	WSQ	2,182
NWQ	2,300	SWQ	3,959	WWQ	5,290
Przepływy charakterystyczne II stopnia (2001-2019)					
minimalne		średnie		maksymalne	
NNQ	0,450	SNQ	0,707	WNQ	1,170
NSQ	0,902	SSQ	1,363	WSQ	2,182
NWQ	2,300	SWQ	3,943	WWQ	5,290

Średnia roczna wartość przepływu SQ Czarnej Hańczy w profilu Sobolewo osiągnęła w 2020 roku 0,992 $m^3 \cdot s^{-1}$ i była niższa niż średnia z wielolecia 2001-2019 SSQ (Tab. 3.7.2a). W latach 2018-2020 obserwuje się stopniowy spadek średniej rocznej wartości przepływu, który nie pozostaje bez wpływu na wartość średnia przepływu w okresie pomiarowym (od 2001 roku). Najniższy przepływ NQ wystąpił w tym samym dniu co minimalny stan wody (NW) tzn. podczas głębokiej niżówki w połowie września 2020 r. i był o około 0,230 $m^3 \cdot s^{-1}$ wyższy niż minimum z wielolecia (NNQ). Z kolei najwyższy przepływ WQ wystąpił w tym samym dniu, w którym zaobserwowano maksymalny w roku stan wody tzn. 30 czerwca 2020 r. po intensywnych opadach. Zmierzona maksymalna wartość przepływu WQ wyniosła 4,248 $m^3 \cdot s^{-1}$ i była o około 0,290 $m^3 \cdot s^{-1}$ wyższa od średniego wysokiego przepływu (SWQ) z wielolecia 2001-2020. Zakres wahań przepływu wyniósł zatem w 2020 roku 3,565 $m^3 \cdot s^{-1}$ i był o około 0,130 $m^3 \cdot s^{-1}$ mniejszy niż w roku 2019. Przyczyny wahań wartości przepływu były tożsame z tymi opisanymi w przypadku stanów wody. Porównanie przepływów charakterystycznych z lat 2001-2019 i 2001-2020 wykazało niewielki wpływ wahań przepływu w 2020 roku jedynie na wartości średnie wielolecia (SNQ, SSQ i SWQ), ekstrema natomiast pozostały bez zmian. Na podstawie hydrogramu stanów wody (Ryc. 3.7.1) i hydrogramu przepływu z 2020 r. (Ryc. 3.7.2) trudno stwierdzić jakikolwiek istotny wpływ zjawisk lodowych czy zarastania na naturę relacji między

stanami wody a przepływem w profilu wodowskazowym Sobolewo. Amplituda względna przepływu obliczana wg poniższej formuły:

$$A_{wQ}\frac{(WQ - NQ)}{SQ}$$

wyniosła w 2020 roku 3,59 i była wyższa niż w latach poprzedzających. Przyjęła ona jednak wartość tylko nieznacznie niższą od średniej wieloletniej 2001-2020 (3,60). Jest to potwierdzeniem faktu, że zmienność szczególnie stanów wody, ale także przepływów w 2020 roku była mniejsza niż średnia w wieloleciu pomiarowym. Jednocześnie średnie roczne wartości stanów wody i natężenia przepływu stawały się niższe z roku na rok w stosunku do średniej wieloletniej. Najprawdopodobniej na taki stan rzeczy wpłynęło słabe zasilanie opadowe w latach hydrologicznych 2018, 2019 i 2020, które obniżyło poziom retencji w zlewni i wydatnie ograniczyło wahania przepływu w profilu pomiarowym. Jeżeli kolejny rok hydrologiczny będzie ponownie charakteryzowało niewielkie zasilanie opadowe, wartości średnie stanów wody i natężenia przepływu mogą lokować się znacznie poniżej średnich wieloletnich a dynamika ich zmian w profilu pomiarowym będzie jeszcze słabsza.

Zlewnia badawcza Wigry jest zlewnią różnicową, stąd istotne jest jej kontrolowanie pod względem przepływu w dwóch profilach hydrologicznych: wejściowym i wyjściowym. Profil wejściowy stanowi posterunek Sobolewo, który kontroluje całokształt procesów zachodzących w zlewni górnego biegu Czarnej Hańczy. Ze względu na brak możliwości zainstalowania stanowiska pomiarowego w profilu zamykającym oraz trudną dostępność dla codziennych pomiarów w odcinku ujściowym Czarnej Hańczy do Jeziora Wigry niezbędne jest tzw. przeniesienie informacji hydrologicznej (przepływy, odpływ) z posterunku wejściowego (Sobolewo) na posterunek zamykający zlewnię (Ujście). Tego typu operacja wymaga przyjęcia pewnych założeń. W przypadku zlewni badawczej Wigry zastosowano instrukcję postępowania za M. Ozgą-Zielińską i J. Brzezińskim (1994). Aby możliwe było przeniesienie wyników pomiarów hydrologicznych w dół profilu wodowskazowego musi być spełniony warunek:

$A_x \leq 1{,}5 \cdot A_w$

gdzie: A_x – powierzchnia zlewni zamykana przez profil obliczeniowy (Ujście), A_w – powierzchnia zlewni zamykana przez profil obserwowany (Sobolewo)

Wyznaczona wg Mapy Podziału Hydrograficznego Polski w skali 1:10000 (MPHP10k) powierzchnia całkowita zlewni Czarnej Hańczy po profil Sobolewo (A_w) wynosi 193,300 km^2, natomiast powierzchnia zlewni badawczej Wigry wyznaczona w wyniku modelowania hydrologicznego numerycznego modelu terenu między profilami Sobolewo i Ujście to

11,026 km^2, co daje łączną powierzchnię zlewni czarnej Hańczy po ujście do Jeziora Wigry (A_x) równą 204,326 km^2. Oznacza to, że powyższy warunek jest spełniony.

Kolejny krok stanowi przyjęcie wartości współczynnika do przeliczania przepływu z profilu Sobolewo na profil Ujście. Założono, że przepływ rzeki przyrasta w dół jej biegu wprost proporcjonalnie do przyrostu powierzchni jej zlewni. W związku z tym przeliczenia dokonano na podstawie formuły:

$$Q_x = Q_w \left(\frac{A_x}{A_w}\right)^n$$

gdzie: Q_x – przepływ w profilu obliczeniowym (Ujście), Q_w – przepływ w profilu obserwowanym (Sobolewo), n – wskaźnik redukcji przepływu maksymalnego, który w przypadku przepływów niskich i średnich wynosi 1, natomiast w przypadku przepływów maksymalnych wynosi 2/3.

Zgodnie z powyższym wzorem przeliczenia przepływów maksymalnych dokonuje się nieco inaczej niż przepływów niskich i średnich. Wynika to z faktu, że przepływom maksymalnym towarzyszy zazwyczaj przekroczenie brzegowego stanu wody i rozlanie się wód rzecznych poza koryto. W takiej sytuacji przyjęte założenie wprost proporcjonalnego przyrostu powierzchni zlewni i przepływu nie jest spełnione, bo wskutek zmiany warunków (np. inna szorstkość koryta i równiny zalewowej) jego przyrost się zmniejsza.

Uzyskane na podstawie obliczonych granic stref przepływów i powierzchni zlewni wartości współczynników przeliczeniowych w wieloleciu 2001-2020 nie zmieniły się w stosunku do wielolecia obliczeniowego 2001-2019 i są następujące:

- 1,057 – w przypadku przepływów niskich i średnich ($Q < 2{,}241$ m$^3 \cdot$s^{-1})
- 1,038 – w przypadku przepływów wysokich ($Q \geq 2{,}241$ m$^3 \cdot$s^{-1})

Przytoczony sposób przenoszenia informacji hydrologicznej ma swoje ograniczenia. Stosuje się go co do zasady w stosunku do przepływów charakterystycznych I i II stopnia. Nie jest zalecane odtwarzanie w ten sposób ciągów wartości chwilowych. Oznacza to, że nie powinno się w ten sposób opracowywać ciągów wartości dobowych czy godzinowych. Do tego celu potrzebny jest przynajmniej jeszcze jeden posterunek wodowskazowy zlokalizowany w zlewni badawczej i określone na podstawie prowadzonych tam obserwacji dokładne zależności regresyjne. Co więcej, przenosić wówczas można nie tylko dane dotyczące przepływu, ale również stanów wody. Na podstawie podanych powyżej współczynników dokonano przeliczenia charakterystycznych przepływów z wielolecia 2001-2020 z profilu Sobolewo (Tab. 3.7.2a) na profil Ujście (Tab. 3.7.2b). Uzyskane tam wartości średnie, minimalne i maksymalne przepływu posłużyły do dalszej oceny zmienności odpływu ze zlewni różnicowej.

Tab. 3.9.2b. Charakterystyczne przepływy wody w $m^3 \cdot s^{-1}$ w profilu Ujście, Stacja Bazowa Wigry w roku hydrologicznym 2020 i wieloleciach 2001-2019 oraz 2001-2020 (wartości oszacowane)

Przepływy charakterystyczne I stopnia (rok hydrologiczny 2020)					
NQ		SQ		WQ	
0,722		1,049		4,408	
Przepływy charakterystyczne II stopnia (2001-2020)					
minimalne		średnie		maksymalne	
NNQ	0,476	SNQ	0,746	WNQ	1,237
NSQ	0,953	SSQ	1,421	WSQ	2,306
NWQ	2,387	SWQ	4,108	WWQ	5,489
Przepływy charakterystyczne II stopnia (2001-2019)					
minimalne		średnie		maksymalne	
NNQ	0,476	SNQ	0,747	WNQ	1,237
NSQ	0,953	SSQ	1,440	WSQ	2,306
NWQ	2,387	SWQ	4,092	WWQ	5,489

Przyjęta procedura obliczeniowa sprawiła, że pozyskane wartości przepływów charakterystycznych w profilu Ujście wykazują podobne prawidłowości jak w profilu Sobolewo. Należy zauważyć jedynie, że przepływ maksymalny w wieloleciu 2001-2020 WWQ jest w profilu ujście większy o około 0,200 $m^3 \cdot s^{-1}$ w stosunku do profilu Sobolewo a przepływ średni (SSQ) i minimalny (NNQ) są większe o odpowiednio 0,077 $m^3 \cdot s^{-1}$ i 0,026 $m^3 \cdot s^{-1}$. Jest to o tyle istotne, że obliczenia odpływu ze zlewni badawczej (warstwa odpływu, odpływ jednostkowy czy współczynnik odpływu) bazują na różnicy między objętością wody dopływającej do zlewni w profilu Sobolewo, a objętością wody odpływającej ze zlewni w profilu Ujście. Przy przyjętej metodyce obliczeń otrzymujemy automatycznie wyższe wskaźniki odpływu przy stanach i przepływach wyższych, a niższe przy stanach i przepływach niższych, a także odpływ ze zlewni zawsze przewyższający dopływ, co w sytuacji braku drugiego posterunku hydrologicznego w zlewni stanowi wyraźne uproszczenie i nie zawsze musi odpowiadać rzeczywistości (np. w czasie trwania zjawisk lodowych, zarastania koryta, głębokich niżówek czy powstawania efektu cofki w ujściu Czarnej Hańczy do Jeziora Wigry).

Kolejne analizy przebiegu procesów hydrologicznych w zlewni badawczej Wigry były w większości przeprowadzane w odniesieniu do zlewni różnicowej. Podstawą obliczenia warstwy odpływu, współczynnika odpływu i odpływu jednostkowego były przepływy różnicowe obliczane wg wzoru:

$$Q = Q_o - Q_d \; [m^3 \cdot s^{-1}]$$

gdzie: Q_o –natężenie przepływu na odpływie ze zlewni różnicowej (profil Ujście) w zadanym przedziale czasu [$m^3 \cdot s^{-1}$], Q_d – natężenie przepływu na dopływie do zlewni (profil Sobolewo) w zadanym przedziale czasu [$m^3 \cdot s^{-1}$].

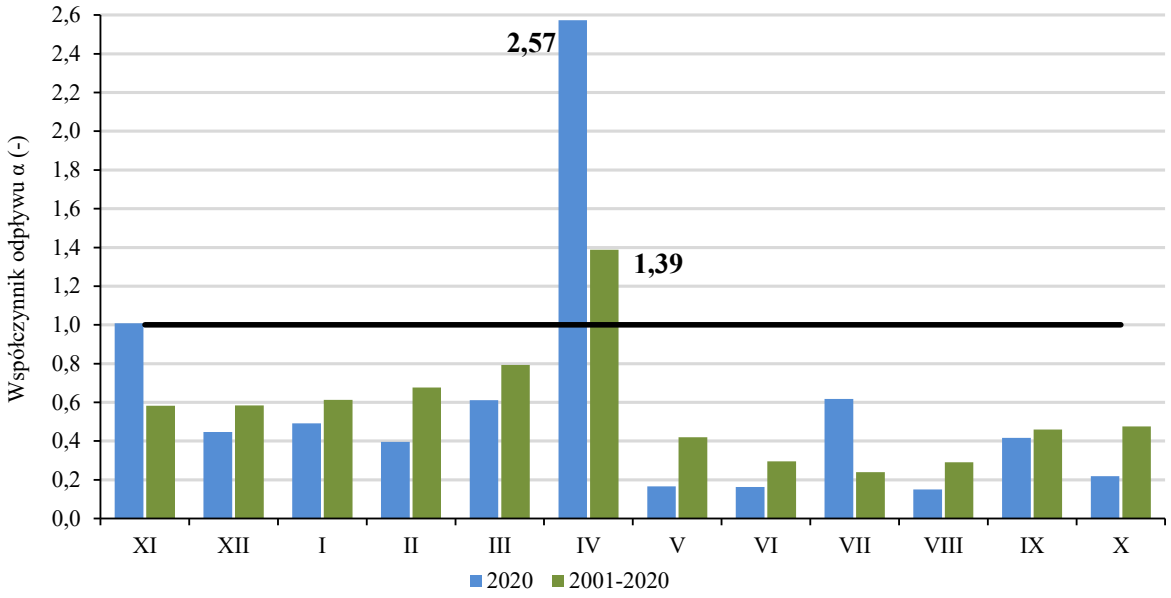
Uzyskane przepływy różnicowe (Q) odnoszone były do całkowitej powierzchni zlewni różnicowej (A = 11,026 km^2). Mimo dużego w niej udziału obszarów bezodpływowych (8,426 km^2 co stanowi 76,4 %), obliczenia odpływu nie były odnoszone tylko do powierzchni zlewni czynnej, ponieważ udział dobrze przepuszczalnych utworów piaszczysto – żwirowych w zlewni sięga 78 %, co niweluje w dużym stopniu efekt bezodpływowości wielu obszarów. Co więcej, zgodnie z regułami przenoszenia informacji hydrologicznej, obliczenia odpływu, odpływu jednostkowego i współczynnika odpływu prowadzono na podstawie wartości średnich miesięcznych, półrocznych i rocznych. Wyjątek stanowią dobowe maksima i minima odpływu jednostkowego, ale posiadają one głównie charakter informacyjny i nie są wykorzystywane do dalszych obliczeń.

Zestawienie miesięcznych sum opadu atmosferycznego, odpływu ze zlewni różnicowej, współczynnika odpływu i odpływu jednostkowego (Tab. 3.7.3) wskazuje na znaczne zróżnicowanie warunków zasilania zlewni badawczej w roku hydrologicznym 2020. W stosunku do lat poprzednich widoczne są pogłębiające się dysproporcje w zasilaniu opadowym zlewni w poszczególnych półroczach i miesiącach. Sumy miesięczne opadu różniące się od średniej wieloletniej nie były w raportowanym roku niczym nadzwyczajnym. O ponad 25 mm zmniejszone w stosunku do średniej sumy miesięczne opadu zanotowano w listopadzie, kwietniu i wrześniu, natomiast maksymalny niedobór opadu przyniósł lipiec, kiedy ich suma była o blisko 62 mm mniejsza w stosunku do średniej z wielolecia 2001-2020. Z kolei maj i czerwiec były miesiącami, które charakteryzowały opady wyższe od wartości średnich o odpowiednio 29,0 mm i 42,9 mm. Powtórzyła się sytuacja z wyjątkowo posusznym kwietniem po zanotowanych w tym miesiącu w 2019 roku 2 mm opadu w 2020 r. zanotowano 4,4 mm. W wieloleciu 2002-2020 udział opadów półrocza letniego w sumie rocznej opadu wynosił 65%. W 2019 roku wartość ta osiągnęła 61%, ale już w 2020 roku aż 75%. W sytuacji pogłębiającego się z roku na rok od 2018 roku deficytu wody w zlewni tak duża przewaga opadów półrocza letniego nie była korzystna, ponieważ najbardziej intensywne odnawianie zasobów wodnych w zlewni ma miejsce w sezonie zimowym (retencja śnieżna, nieznaczna ewapotranspiracja). Na tym tle sumy miesięczne odpływu wydają się bardzo wyrównane (10,3 mm we wrześniu i 17,4 mm w czerwcu). Wynika to jak się wydaje ze względnie wyrównanego (chociaż już nie tak intensywnego) zasilania podziemnego Czarnej Hańczy i w sytuacji istotnego deficytu zasobów wodnych ograniczonego wpływu bieżących opadów na podtrzymywanie odpływu ze zlewni badawczej. Nietypowy

rozkład czasowy zasilania opadowego przejawiający się niedoborem od listopada do stycznia, w marcu, kwietniu i lipcu (wrzesień jest pod tym względem bardziej typowy) i nadwyżką w maju i czerwcu spowodował odbiegający od średniej przebieg współczynnika odpływu (Ryc. 3.7.3). Zwyczajowo przekraczający w miesiącach wczesnowiosennych wartość 1 (roztopy), współczynnik ten kształtował się nietypowo. Jego wartość silnie nawiązywała do bardzo niskich sum opadu. Do szczególnego ekstremum doszło w kwietniu, kiedy przy sumie opadu 4,4 mm odpływ przekroczył 11 mm, co dało w efekcie wartość współczynnika odpływu na poziomie przekraczającym 2,57. Odpływ w kwietniu podtrzymywany był najprawdopodobniej z istniejących zasobów wodnych zlewni Czarnej Hańczy i w mniejszym stopniu z topnienia mało zasobnej w wodę pokrywy śnieżnej. Poza kwietniem efekt roztopów był znacznie mniej widoczny niż zazwyczaj. Być może związane to było ze stosunkowo niewielką pokrywą śnieżną i przede wszystkim z deficytem opadów od grudnia do stycznia. Ze względu na wysokie sumy parowania minimalne wartości współczynnika odpływu zgodnie z przewidywaniami obserwowano w sierpniu. Z kolei niskie jego wartości w maju i czerwcu miały związek w opadami powyżej średniej, które jednak w ograniczony sposób i bardzo krótkotrwale wpłynęły na odpływ. Anomalnie niskie sumy opadów, przy względnie wyrównanym w skali roku odpływie, automatycznie podnosiły wartość współczynnika odpływu (grudzień, lipiec, wrzesień).

Obliczone wartości średnie i ekstremalne dobowego odpływu jednostkowego nawiązują do zmienności przepływu w ciągu całego roku hydrologicznego. Najgłębszej niżówce (lipiec - wrzesień) odpowiada minimalna wartość dobowego odpływu jednostkowego ze zlewni 3,53 $dm^{-3} \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$, która pojawiła się w wrześniu, natomiast minimum opadowe w kwietniu wcale nie jest związane z minimalną w skali roku wartością tej charakterystyki. Miesiące o najniższych średnich wartościach odpływu jednostkowego były poprzedzane załamaniami zasilania opadowego (np. grudzień, sierpień czy październik) lub charakteryzowało je wystąpienie sum opadów poniżej średniej (kwiecień, wrzesień). Przepływowi maksymalnemu w czerwcu odpowiada maksymalna w skali roku dobowa wartość maksymalna odpływu jednostkowego wynosząca 11,81 $dm^{-3} \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$. W żadnym innym miesiącu nie zanotowano zbliżonej wartości tej charakterystyki. Średnio w roku hydrologicznym wartość odpływu jednostkowego wyniosła 5,11 $dm^{-3} \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$ i była niższa o 1,22 $dm^{-3} \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$ od wartości z roku 2019 mimo wzrostu sumy rocznej opadu o 44 mm. Wartości średnie miesięczne były znacząco niższe od roku poprzedzającego i nie osiągnęły nawet 7 $dm^{-3} \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$, co obserwowano np. w ciągu 6 miesięcy roku 2019, natomiast aż 5 miesięcy 2020 r. charakteryzował średni odpływem jednostkowy poniżej 5 $dm^{-3} \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$, co nie zdarzało się zbyt często w latach poprzedzających. Odpływ

jednostkowy ze zlewni badawczej był zarówno w roku 2018, 2019 jak i 2020 wyższy od średniego w Polsce. Należy jednak zauważyć, że wspomniana już minimalna dobowa jego wartość podczas głębokiej niżówki we wrześniu 2020 roku, która wyniosła 3,53 $dm^{-3} \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$, jest raczej charakterystyczna dla nizin środkowej części naszego kraju cierpiących na deficyt w bilansie wodnym. Nawet pobieżna analiza odpływu ze zlewni badawczej ujawnia, że w 2020 roku wpływ części dorzecza Czarnej Hańczy, którą zamyka posterunek Sobolewo na obieg wody w zlewni badawczej może zacierać oddziaływanie procesów lokalnych (np. zmienność zasilania opadowego, ewapotranspiracja, zasilanie podziemne, zjawiska lodowe i zarastanie).



Ryc. 3.7.3. Wykres zmienności czasowej miesięcznej wartości współczynnika odpływu [-] w 2020 roku na tle średnich miesięcznych wartości współczynnika odpływu z wielolecia 2001-2020, Stacja Bazowa Wigry

Na tle wielolecia 2001-2020 rok hydrologiczny 2020 charakteryzuje jedna z niższych sum opadów, która nieznacznie przekroczyła 500 mm. Także wartość odpływu kształtowała się poniżej wartości średniej w omawianym okresie (Tab. 3.7.4). Wskazuje to na wyraźną bezwładność systemu zlewni Czarnej Hańczy, spowodowaną m.in. jej sporą jeziornością. Wysoki odpływ w 2018 r. mimo niskiej sumy opadu był podtrzymywany przez zasoby wodne zgromadzone w zlewni po najbardziej obfitym w opady w całym rozpatrywanym wieloleciu roku 2017. Niestety w 2019 r. zasoby zlewni zostały istotnie wyczerpane i rok 2020 rozpoczął się od niżówki, która z niewielkimi przerwami utrzymała się aż do jego końca. Brak intensywnego zasilania opadowego skutkował wyraźnie niższym odpływem, najniższym od 2016 roku. Świadczą o tym także alarmująco niskie wartości odpływu jednostkowego (Tab. 3.7.3). Ich minimalne wartości dobowe były co prawda wyższe niż w 2019 roku, ale średnie miesięczne i roczna obniżały się już kolejny rok z rzędu. Wygląda na to, że efekt niedoboru opadów z lat 2014

i 2015, który wytworzył głęboki deficyt wody w zlewni Czarnej Hańczy i został, przynajmniej częściowo przezwyciężony dzięki plasującym się powyżej średniej sumom opadów z lat 2016 i 2017 zaczyna powracać w wyniku kolejnego zmniejszenia zasilania w latach 2018, 2019 i 2020. Podtrzymanie odpływu ze zlewni w 2020 r. odbywało się już na wyraźnie niższym poziomie niż w 2018 i 2019 r. Świadczy o tym m.in. spadek wartości współczynnika odpływu w stosunku do lat poprzedzających. Oznacza to, że zgromadzone w zlewni zasoby wody musiały w znaczącym stopniu uzupełniać deficyt opadu w 2018, 2019 i 2020 roku. Przy średniej z wielolecia wartości współczynnika odpływu i sumie opadu w 2018 roku wynoszącej około 485 mm odpływ powinien wynosić blisko 175 mm zamiast zaobserwowanych blisko 242 mm, ale już w 2019 roku wynosił on tylko około 200 mm zamiast oczekiwanych 170 mm a w 2020 roku 162 mm zamiast 186 mm. Można zatem wyciągnąć wniosek, że przypuszczalnie zgromadzone w zlewni zasoby wody były odpowiedzialne za warstwę odpływu wynoszącą 67 mm w 2018 roku i już tylko 30 mm w 2019 roku. Niestety w 2020 roku zasobów tych już nie wystarczyło na to, by pokryć niedobór zasilania opadowego i suma odpływu była niższa o 24 mm od oczekiwanej przy danej sumie opadu. Jeżeli w kolejnym roku hydrologicznym suma opadów nie przekroczy wyraźnie 600 mm można spodziewać się bardzo głębokich niżówek, które będą trwały miesiącami i nawet intensywne opady atmosferyczne nie będą w stanie ich wyrównać do stanu średniego. Na to nałoży się jeszcze efekt bezwładności zlewni, która reaguje na wzmożone zasilanie opadowe z blisko rocznym opóźnieniem. Sytuacja hydrologiczna zlewni badawczej na koniec roku hydrologicznego 2020 przedstawiała się zatem bardzo niekorzystnie, a perspektywy odbudowy zasobów wodnych zlewni są niezbyt optymistyczne.

Tab. 3.7.3. Miesięczne wysokości warstwy opadu i odpływu [mm], średnie wartości współczynnika odpływu [-] i odpływu jednostkowego oraz ekstremalne dobowe odpływy jednostkowe ze zlewni badawczej [$dm^{-3} \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$] w 2020 roku, Stacja Bazowa WIGRY

Miesiąc	Opad atmosferyczny	Odpływ	Współczynnik odpływu	Średni miesięczny odpływ jednostkowy	Dobowy odpływ jednostkowy	
					Max	Min
	[mm]		[-]		[$dm^3 \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$]	
XI	13,6	13,7	1,008	5,29	5,81	4,51
XII	29,0	13,0	0,447	4,84	5,48	4,51
I	30,4	14,9	0,491	5,57	6,46	5,16
II	32,2	12,7	0,396	5,08	6,90	4,51
III	22,0	13,4	0,610	5,01	5,81	4,51
IV	4,4	11,3	2,572	4,37	4,51	4,18
V	85,2	14,1	0,166	5,27	6,14	4,18
VI	109,8	17,4	0,158	6,70	11,81	5,48
VII	25,4	15,7	0,618	5,86	9,98	4,83

VIII	82,4	12,4	0,150	4,61	6,46	3,86
IX	24,8	10,3	0,417	3,99	4,83	3,53
X	58,0	12,7	0,219	4,74	7,78	4,18
półrocze zimowe	131,6	79,1	0,601	5,03	6,90	4,18
półrocze letnie	385,6	82,6	0,214	5,19	11,81	3,53
rok hydro-logiczny	517,2	161,7	0,313	5,11	11,81	3,53

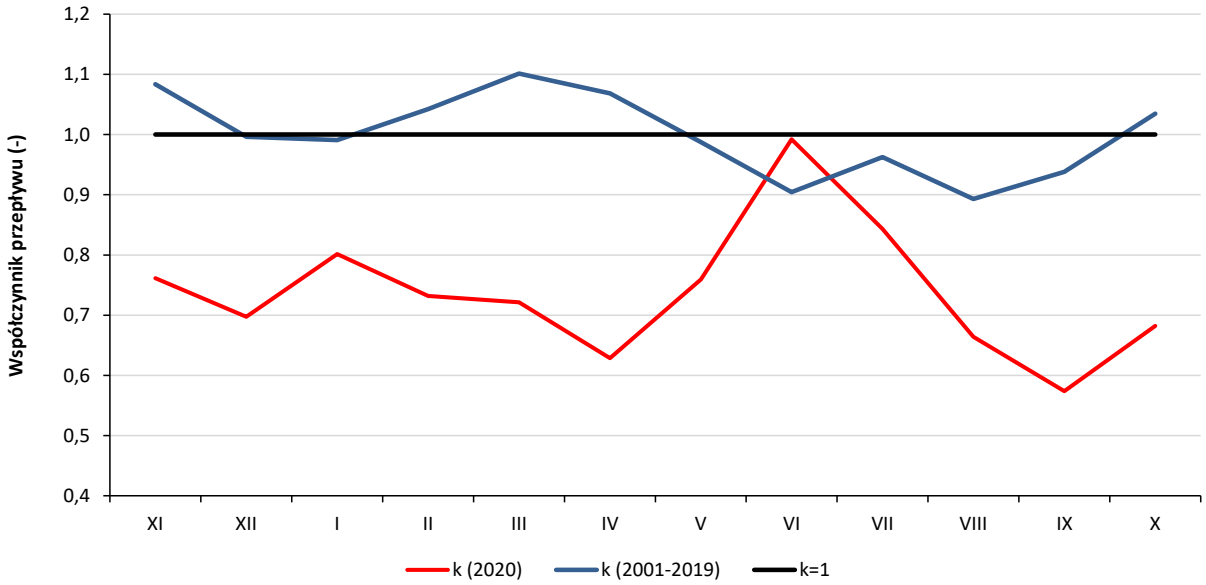
Tab. 3.7.4. Roczne wysokości warstwy opadów atmosferycznych i odpływu oraz wartości współczynnika odpływu ze zlewni badawczej w wieloleciu 2001-2020, Stacja Bazowa Wigry

Rok	Opad atmosferyczny	Odpływ	Współczynnik odpływu
	[mm]		[-]
2001	686,5	229,5	0,334
2002	606,0	238,4	0,393
2003	449,8	171,5	0,381
2004	664,8	226,2	0,340
2005	585,5	268,3	0,458
2006	574,4	192,1	0,334
2007	701,2	285,3	0,407
2008	621,6	263,9	0,425
2009	632,6	231,0	0,365
2010	699,0	228,8	0,327
2011	629,0	226,2	0,360
2012	575,0	201,6	0,351
2013	632,4	208,9	0,330
2014	538,2	176,6	0,328
2015	418,6	155,8	0,372
2016	684,5	147,6	0,216
2017	710,6	210,5	0,296
2018	485,6	241,6	0,497
2019	473,2	200,5	0,424
2020	517,2	162,3	0,314
Średnio (2001–2020)	594,3	213,5	0,359

Dobrą charakterystykę roku hydrologicznego i typowego przebiegu odpływu ze zlewni stanowi współczynnik przepływu. Odnosi on średni miesięczny przepływ w danym miesiącu do średniego przepływu rocznego w wieloleciu. Obliczenia tego wskaźnika przeprowadzono na podstawie pomiarów wykonywanych w profilu Sobolewo, będącym wejściowym w zlewni

badawczej (Ryc. 3.7.4). Typowy w latach 2001-2019 przebieg współczynnika przepływu wykazywał istnienie dwóch maksimów przepływu: jesiennego w październiku i listopadzie oraz zimowo-wiosennego od lutego do kwietnia. Odpowiada to wg klasyfikacji Pardé ustrojowi rzecznemu złożonemu (pierwotnemu) nazywanemu śnieżnym równinnym (Bajkiewicz-Grabowska, Mikulski 2006). Z kolei wg A. Dynowskiej jest to ustrój śnieżny słabo wykształcony (Richling, Ostaszewska 2005). Ustrój ten charakteryzuje się wezbraniem wiosennym (roztopowym) oraz drugorzędnym wezbraniem wynikającym z niskiej temperatury powietrza i ograniczonego parowania (np. jesiennym). Co ciekawe, obszar zlewni badawczej Wigry powinien należeć do strefy ustrojów śnieżnych dobrze wykształconych, ale przez ostatnie lata wiosenne wezbrania roztopowe nie były przeważnie zbyt wybitne z powodu niezbyt miąższej pokrywy śnieżnej, co wskazuje na pewną ewolucję ustroju rzecznego Czarnej Hańczy.

Rok 2020 podobnie jak lata poprzedzające 2016-2019 nie należał do typowych. Wezbranie roztopowe było w zasadzie nieobecne (poza niewielkim wzrostem przepływu w lutym) i przez to półrocze zimowe było inne niż średnio w całym okresie 2001-2019. Wynikało to z prawie zupełnego braku zasilania opadowego w kwietniu, minimalnej miąższości pokrywy śnieżnej (która pojawiła się w terminie przypadającym po spodziewanych roztopach) i systematycznie malejących zasobów wodnych zlewni. Wyraźnie załamała się tendencja wzrostowa przepływu, którą obserwowano pod koniec 2019 roku. W żadnym miesiącu wartość współczynnika przepływu (k) nie przekroczyła 1, chociaż najbliżej było w czerwcu (0,992). W sumie coś, co można uznać za wezbranie trwało bardzo krótko w czerwcu oraz w znacznie mniejszej skali w lutym. W zasadzie trudno uznać te dwa miesiące, za miesiące z wezbraniami, ponieważ stany wody i przepływy przez większa część 2020 roku znajdowały się poniżej granicy niżówki. Wynikało to z wystąpienia kolejnej mało śnieżnej jak na warunki wielolecia zimy z przewagą opadów deszczu. Zlewnia wyraźnie reagowała na pojedyncze epizody opadowe, ale skala tej krótkotrwałej reakcji była niewielka. W sezonie letnim, podobnie jak w 2019 r. na pierwszy plan wysuwa się wyjątkowo głęboka niżówka trwająca od lipca do końca roku hydrologicznego, którą poprzedziło niewielkie wezbranie opadowe w czerwcu. W jej maksimum wartość współczynnika przepływu spada do około 0,57 (wrzesień). Ta niżówka była znacząco zbyt głęboka w porównaniu ze schematem wieloletnim. Podobna niżówka z 2019 roku zdecydowała o niekorzystnym pod względem hydrologicznym początku roku 2020 r. Powtórka tej sytuacji w raportowanym roku nie stanowi dobrego wyjścia do następnego roku hydrologicznego 2021.



Ryc. 3.7.4. Wykres zmienności czasowej współczynników miesięcznych przepływu w roku hydrologicznym 2020 [-] na tle zmienności czasowej wartości współczynników miesięcznych przepływu z wielolecia 2001-2019 [-] w profilu Sobolewo, Stacja Bazowa Wigry

Charakterystyka chemiczna wód powierzchniowych w 2020 roku

Pobór prób na potrzeby oceny chemizmu wód powierzchniowych w zlewni badawczej Wigry dokonywany był zgodnie z harmonogramem ZMŚP w dwóch punktach pomiarowo-kontrolnych na rzece Czarna Hańcza. Pierwszy zlokalizowany jest w Sobolewie w profilu wejściowym do zlewni różnicowej, drugi natomiast przy ujściu rzeki do Jeziora Wigry (profil Ujście). Podstawą opracowania wyników analiz chemicznych wód jest wstępna ocena poprawności wykonanych oznaczeń chemicznych. Przeprowadzono ją zgodnie z normą PN-89/C-04638/01,02,03, poprzez określenie zgodności sumy równoważników molowych kationów (ΣrK) z sumą równoważników molowych anionów (ΣrA) i wyliczenie względnego błędu analizy. Suma jonów w badanych próbkach wody mieściła się w zakresie od 5 do 15 meq·dm^{-3}, a zatem założony dopuszczalny błąd względny analizy może wynosić ±5%.

W przypadku analiz prób wody pobranych w punkcie Sobolewo na rzece Czarna Hańcza kontrola bilansu jonowego z miesięcy od listopada 2019 r. do października 2020 r. wykazała, że wszystkie oznaczenia zmieściły się w zalecanym przedziale błędu względnego. Zawierały się one w zakresie od -4,04% do 4,86%. Dwa razy, w czerwcu i październiku 2020 roku, pojawiła się wartość błędu analizy zbliżona do dopuszczalnej ±5% (odpowiednio 4,86 i 4,65). Wyniki analiz prób pobranych w punkcie Ujście wypadły niestety nieco gorzej i dwukrotnie (w maju i lipcu 2020 r.) nie zmieściły się w zalecanym przedziale błędu względnego. W maju wyniósł on 5,01% a w lipcu -6,60%. Także w czerwcu wartość błędu względnego była wysoka (4,52), ale zmieściła się

w zalecanym zakresie błędu. Błąd względny analiz w profilu Ujście zawierał się w 2020 roku w przedziale od -6,60% do 5,01%. Przekroczenie dopuszczalnego progu błędu niekoniecznie oznacza wykluczenie ich wyników z dalszych rozważań. Miesiące, w których wyniki analiz zostały w ten sposób poniekąd zakwestionowane charakteryzował wzrost stężenia związków fosforu. Prawdopodobne wysokie stężenie jonu fosforanowego, który nie jest brany pod uwagę w bilansie jonowym (oznaczany jest fosfor ogólny), było przyczyną oznaczonego ponadnormatywnego błędu względnego.

Z racji faktu, że zlewnia badawcza Stacji Bazowej WIGRY jest zlewnią różnicową, kontrola chemizmu wód powierzchniowych musi uwzględniać wyniki z dwóch punktów pomiarowo-kontrolnych, zlokalizowanych na Czarnej Hańczy (wejściowy – Sobolewo i zamykający – Ujście do jeziora Wigry). Zlewnia obejmuje obszar zamknięty między tymi punktami.

W tabelach 3.7.5a i 3.7.5b zestawiono średnie ważone roczne wartości poszczególnych charakterystyk fizyczno-chemicznych (łącznie 18) oznaczonych w dwóch wspomnianych punktach kontrolnych. Zwraca uwagę dominacja jonów: wodorowęglanowego i wapniowego. Poza nimi w większych stężeniach pojawiają się jony: chlorkowy, sodowy i magnezowy. Prawidłowość ta ma charakter wieloletni i dotyczy zarówno profilu Sobolewo, jak i Ujście. Obecność w wodach jonów wodorowęglanowego i wapniowego oznacza, że wody Czarnej Hańczy podlegają aktywnej wymianie na styku atmosfery i litosfery. Wody takie charakteryzują dobre warunki natlenienia, co również widoczne jest w wynikach analiz. Wody te nie są bardzo silnie zmineralizowane. Wartość przewodnictwa elektrolitycznego właściwego (SEC) świadczy o mineralizacji między 450 a 650 $mg \cdot dm^{-3}$ i tak jest w istocie. Mineralizacja szacowana na tej podstawie wzrasta w profilu zamykającym Ujście w stosunku do profilu wejściowego Sobolewo. Odczyn wód w większości przypadków nieznacznie przekracza pH8,0 i kwalifikuje je do typu wód słabo zasadowych, co nie jest specjalnie dziwne przy stosunkowo wysokich wartościach stężenia wapnia i magnezu, ale już nie takie oczywiste w przypadku wód aktywnie krążących w kontakcie z atmosferą. Ich odczyn powinien być obojętny lub słabo kwaśny. Skoro obserwuje się nieco inną prawidłowość, oznacza to, że wody Czarnej Hańczy podlegają nie tylko wpływowi atmosfery, ale ługują wapń i magnez ze skał osadowych (np. gliny), z którymi są w kontakcie w górnej części zlewni. Wśród biogenów w wodach dominuje azot azotanowy, którego stężenia są wielokrotnie wyższe niż azotu amonowego czy fosforu ogólnego. Powyższe spostrzeżenia odnoszą się zarówno do profilu wejściowego w zlewni (Sobolewo) jak i profilu zamykającego (Ujście). Co więcej, można je w ten sposób sformułować w odniesieniu nie tylko do roku hydrologicznego 2020, ale także do całego wielolecia 2001-2020. Generalnie świadczyłoby to o pewnej stabilności warunków

geochemicznych w roku 2020 na tle warunków średnich wielolecia, mimo szczególnie słabego zasilania opadowego i odpływu napędzanego w części z zasobów retencji wodnej zgromadzonych w zlewni jeszcze w roku 2017. Od tej reguły pojawił się wyjątek fosforu ogólnego, który zostanie opisany poniżej. Wydawało się, że zasilanie przepływu Czarnej Hańczy raczej z zasobów wód podziemnych czy jeziornych niż opadowych będzie skutkowało silnym wzrostem stężeń większości jonów. Nic takiego jednak nie nastąpiło, niemniej w 2019 roku stężenia wszystkich jonów z wyjątkiem wodorowęglanowego w profilu Sobolewo były wyższe niż w 2018 roku. W 2020 roku stężenia monitorowanych związków i jonów pozostawały na podwyższonym poziomie. Nie obserwowano jednak ekstremalnych ich wartości, jak miało to miejsce w roku 2019. Zadziwiająca jest też w tej perspektywie zmienność stężeń fosforu ogólnego. W poprzednich latach notowano ich wzrosty bywało, że trzykrotne, a ich maksimum wiosenne było bardzo wyraźne w stosunku do wartości osiąganych w okresie letnim, co należałoby zapewne przypisać cyklowi wegetacyjnemu roślin. Tymczasem w 2020 roku wystąpiła sytuacja dotąd niespotykana. Przez pierwsze 6 miesięcy roku hydrologicznego poziom stężeń fosforu ogólnego w profilu Sobolewo lokował się wyraźnie poniżej średniej i ich maksimum wiosenne było bardzo nieznaczne. Można było to przypisać niżówce, trwającej prawie nieprzerwanie przez te miesiące. Od maja 2020 roku sytuacja zaczęła się zmieniać. Z poziomu minimum rocznego wynoszącego w kwietniu w profilu Sobolewo 59,3 μg $P_{og.} \cdot dm^{-3}$ (a w profilu Ujście 74,0 μg $P_{og.} \cdot dm^{-3}$) stężenie fosforu ogólnego osiągnęło w sierpniu na wejściu do zlewni badawczej wartość 20 razy większą wynoszącą prawie 1440 μg $P_{og.} \cdot dm^{-3}$, a w profilu Ujście ponad 657 μg $P_{og.} \cdot dm^{-3}$ we wrześniu. To były już wartości stężenia tego samego rzędu co stężenia azotu azotanowego. Tak gwałtowny wzrost nie jest wytłumaczalny nawet pojawieniem się niżówki letniej (w tym we wrześniu zliczanej do głębokich). Podczas występowania tych maksymalnych wartości stężenia fosforu ogólnego w sierpniu i wrześniu, zauważyć się dało odwrócenie normalnej prawidłowości, polegającej na wzroście stężenia związków fosforu w wodach Czarnej Hańczy po przejściu przez zlewnię. Wygląda na to, że zlewnia zadziałała jak „filtr" zatrzymując część ładunku fosforu, który dotarł do zlewni być może za sprawą zrzutu z komunalnej oczyszczalni ścieków w Suwałkach (inaczej trudno wyjaśnić to zjawisko). Niewątpliwie zaburzony został skład jonowy wód rzecznych i zdarzenie to wymaga analizy.

Poza wspomnianym powyżej przypadkiem fosforu ogólnego w roku hydrologicznym 2020 można zaobserwować prawidłowość polegającą na tym, że wartości stężeń większości jonów w profilu Ujście zamykającym zlewnię są wyższe niż na wejściu w profilu Sobolewo. Nie jest to przeważnie regułą w przypadku wodorowęglanów, wapnia, magnezu i glinu. Towarzyszy temu zmniejszenie nasycenia tlenem i pogorszenie wskaźnika pięciodniowego biochemicznego

zapotrzebowania na tlen, wzrost przewodnictwa elektrolitycznego właściwego wody, stężenia zawiesiny i temperatury. Niepokoi fakt pogorszenia warunków tlenowych wód rzecznych w zlewni, ponieważ przy wyższych przepływach w latach poprzedzających (np. 2018) nie obserwowano takich prawidłowości. W tym kontekście należy zdać sobie sprawę z tego, że inny charakter przepływu w profilu Sobolewo (burzliwy) i w profilu Ujście (wyrównany i spokojny) musi przejawiać się zmianą warunków tlenowych. Jest ona jednak bardziej drastyczna w czasie trwania przepływów niskich. Zgodnie z tendencjami wieloletnimi obserwuje się co prawda w zlewni wzrost stężenia związków fosforu, siarki siarczanowej, azotu amonowego i sodu, ale już drastyczne spadki stężenia wodorowęglanów, azotu azotanowego czy chlorków bywają rzadko notowane w skali roku. Dosyć istotne zaburzenia wprowadzały anomalie odpływu takie jak głęboka niżówka letnio-jesienna czy zimowo-wiosenna. Ulegały wówczas odwróceniu prawidłowości wieloletnie i jony zwykle ługowane były w zlewni deponowane, bądź odwrotnie. Zauważało się tendencje do depozycji wodorowęglanów, wapnia czy magnezu. Jednak nie było to już takie oczywiste w przypadku związków azotu.

Tab. 3.7.5a. Roczna charakterystyka składu chemicznego wód Czarnej Hańczy w punkcie Sobolewo w roku hydrologicznym 2020, w Stacji Bazowej WIGRY

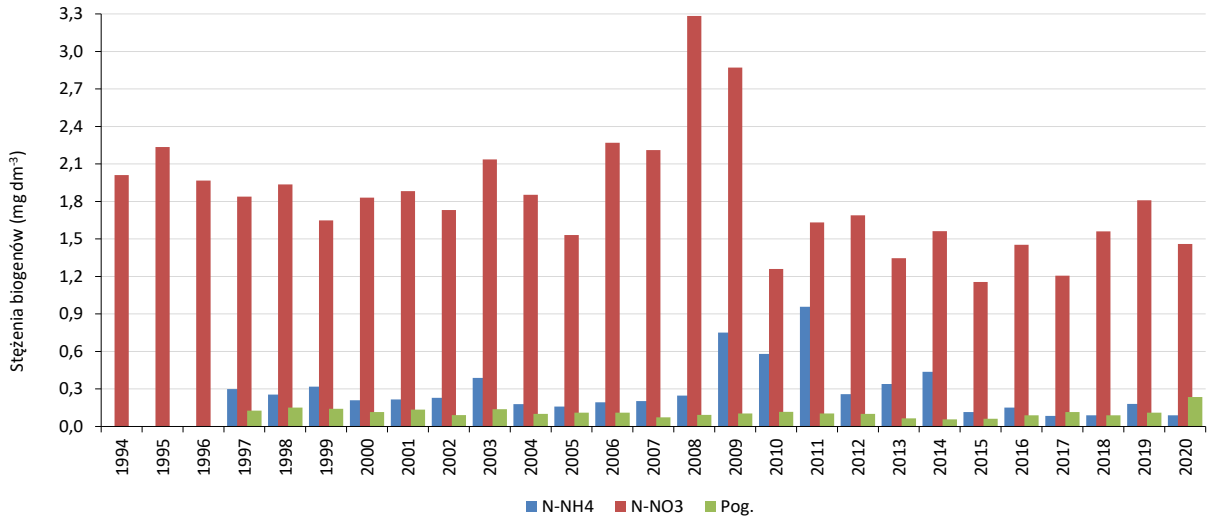
Parametr	HCO_3	$S\text{-}SO_4$	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	Cl	Na	K	Mg	Ca	SUS	pH	H	$P_{ogól.}$	Al	SEC	O_2	BZT_5	Temp
2020	[mg dm^{-3}]										-	[µg dm^{-3}]			[mS m^{-1}]	[mg dm^{-3}]		[°C]
n	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
średnia waż.	289,46	9,30	1,46	0,09	30,33	25,98	8,11	14,77	79,04	5,80	8,37	0,005	235,14	68,80	59,65	9,95	2,54	10,09
SD	18,48	1,28	0,26	0,03	10,38	9,27	2,98	1,29	5,54	2,72	0,21	0,003	407,10	35,01	7,58	1,34	0,87	4,91
min	256,20	7,00	1,00	0,05	15,90	12,80	5,20	11,30	63,40	2,70	7,92	0,002	59,30	22,40	42,70	8,00	0,80	4,20
max	311,10	12,10	2,00	0,14	57,40	50,60	16,30	16,00	84,20	10,60	8,64	0,012	1439,80	158,20	76,00	11,70	3,70	17,40
wielolecie (2001-2019) średnia waż.	277,26	9,22	1,87	0,30	20,48	18,46	4,65	13,15	75,90	5,23	8,03	0,010	92,96	47,09	50,96	10,85	2,74	8,72
SD	30,95	0,95	0,56	0,23	5,24	5,01	0,81	0,80	2,36	2,37	0,05	0,002	21,70	35,28	5,71	0,61	0,47	0,70
min	167,23	7,79	1,22	0,08	12,93	11,92	3,45	12,06	71,14	3,00	7,94	0,007	57,70	18,55	44,41	10,02	1,87	7,32
max	321,08	12,09	3,38	0,94	29,23	31,56	6,75	14,48	80,79	8,48	8,18	0,014	136,09	96,85	65,94	12,01	3,78	10,041

Uwaga: w przypadku glinu oraz zawiesiny dostępne dane z lat 2015-2020, natomiast w przypadku stężenia jonów wodorowych z lat 2001-2018

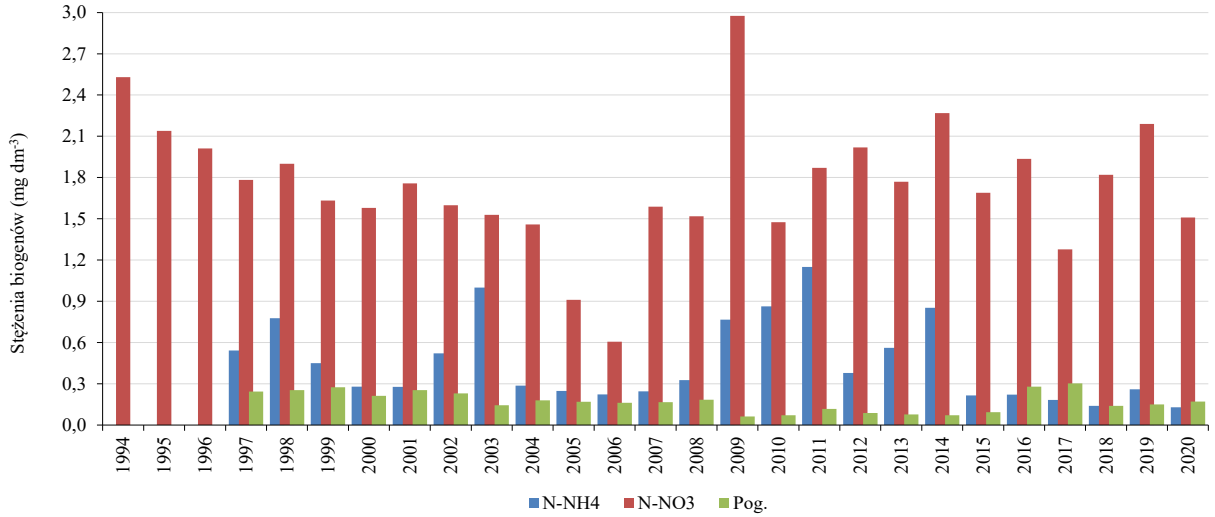
Tab. 3.7.5b. Roczna charakterystyka składu chemicznego wód Czarnej Hańczy w punkcie Ujście w roku hydrologicznym 2020, w Stacji Bazowej WIGRY

Parametr	HCO_3	$S\text{-}SO_4$	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	Cl	Na	K	Mg	Ca	SUS	pH	H	$P_{ogól.}$	Al	SEC	O_2	BZT_5	Temp
2020	[mg dm^3]										-	[µg dm^{-3}]			[mS m^1]	[mg dm^3]		[°C]
n	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
średnia waż.	289,20	10,13	1,51	0,13	35,46	31,50	9,69	14,25	77,29	6,16	8,22	0,008	172,09	80,31	61,81	8,04	3,75	10,61
SD	24,52	1,84	0,56	0,08	7,13	6,11	1,83	1,66	8,05	4,53	0,29	0,006	161,55	82,16	7,31	2,34	1,52	5,61
min	244,00	7,00	0,01	0,03	19,80	17,00	6,50	10,20	57,40	2,00	7,62	0,002	74,00	17,90	42,90	3,20	1,10	4,40
max	317,20	14,50	2,07	0,37	49,20	42,40	14,00	15,40	84,20	16,60	8,63	0,024	626,60	323,8	70,80	11,00	6,00	19,90
Wielolecie (2001-2019) średnia waż.	274,59	11,12	1,70	0,35	21,95	21,39	5,51	12,86	80,10	7,53	7,94	0,012	164,02	50,46	56,58	9,20	2,62	8,28
SD	17,49	1,85	0,50	0,23	5,45	3,73	1,14	1,87	3,34	3,00	0,10	0,003	79,26	24,83	4,96	0,60	0,57	0,77
min	243,69	8,31	0,61	0,14	15,06	17,24	3,87	9,84	73,56	4,26	7,72	0,008	63,38	31,51	50,01	8,25	1,81	7,01
max	301,75	14,69	2,92	0,87	35,70	28,85	8,24	16,47	85,63	11,36	8,11	0,020	307,4	91,84	70,83	10,61	3,62	9,67

Uwaga: w przypadku glinu oraz zawiesiny dostępne dane z lat 2015-2020 natomiast w przypadku stężenia jonów wodorowych z lat 2001-2018



Ryc. 3.7.5a. Stężenia biogenów (N-NO_3, N-NH_4, $P_{og.}$) dla dostępnych lat obserwacji (1994-2020), w punkcie kontrolno-pomiarowym Sobolewo, na wejściu do zlewni WIGRY



Ryc. 3.7.5b. Stężenia biogenów (N-NO_3, N-NH_4, $P_{og.}$) dla dostępnych lat obserwacji (1994-2020), w punkcie kontrolno-pomiarowym Ujście, zamykającym zlewnię WIGRY

Seria danych ilustrująca średnie roczne stężenia biogenów w wodach Czarnej Hańczy obejmuje lata 1994-2020 (Ryc. 3.7.5a i 3.7.5b). W skali roku zauważa się, co już wspomniano, wielokrotnie większe stężenia azotu azotanowego niż azotu amonowego i fosforu ogólnego. W zlewni występowała delikatna tendencja spadkowa stężenia azotu azotanowego. W 2020 roku była ona kontynuowana po lekkim załamaniu w 2019 roku. W przypadku azotu amonowego obserwowane stężenia ulegały stabilizacji od 2015. Tak też było w 2020 roku po nieznacznym wzroście stężenia w 2019 roku. Postępujący lekki wzrost stężenia fosforu został zatrzymany w 2019 roku, ale w raportowanym 2020 roku pojawił się ponownie, szczególnie w profilu Sobolewo. Był to efekt opisanego już dosyć drastycznego wzrostu stężenia fosforu ogólnego w półroczu letnim. Doprowadził on także do powstania odstępstwa od prawidłowości obserwowanej w zlewni od 1994 roku. Chodzi tu o notowanie wyższych stężeń wszystkich biogenów w profilu Ujście niż w profilu Sobolewo. Generalnie, gwałtownego zmniejszenia

wartości stężeń azotu azotanowego dopatrzyć się można w latach 2005 i 2010 przy nagłym ich wzroście w 2008/2009 roku. Gwałtownie wzrasta stężenie azotu amonowego w latach 2003, 2009-2011 i 2014. Spadki są natomiast widoczne w latach 2004-2008 oraz 2015-2018. Stężenie związków fosforu nie zmienia się tak wyraźnie, chociaż widoczny jest jego wzrost w latach 2016-2017, spadek w 2018 roku i kolejny wzrost w latach 2019-2020. Trudno dostrzec jakiekolwiek oczywiste związki między wahaniami stężeń wszystkich biogenów a sumami opadów czy warstwą odpływu. Niech świadczy o tym fakt, że wyraźny wzrost odpływu przy spadku sumy opadu między rokiem 2017 i 2018 przełożył się na wzrost stężenia azotu azotanowego, stabilizację stężenia azotu amonowego i spadek stężenia fosforu ogólnego. Z kolei przy słabym zasilaniu opadowym i zachowanej tendencji do spadku przepływu stężenia wszystkich biogenów wzrastały w 2019 roku i to wydaje się logiczne, ale już w 2020 roku zaczęły spadać z wyjątkiem fosforu ogólnego. Być może bardziej istotny związek istnieje z temperaturą powietrza. W cyklu rocznym w 2020 roku stężenia biogenów były bardzo zróżnicowane. Maksimum stężenia azotu azotanowego obserwowano w sierpniu (Sobolewo) i styczniu (Ujście), azotu amonowego w listopadzie (Sobolewo) i w grudniu (Ujście) a fosforu ogólnego w sierpniu (Sobolewo) i we wrześniu (Ujście). Z kolei minimum stężenia azotu azotanowego wystąpiło w czerwcu (Sobolewo) i w grudniu (Ujście), azotu amonowego w marcu i kwietniu a fosforu ogólnego tylko w kwietniu. Jak widać, rozmijały się one dosyć znacznie. W dodatku czas wystąpienia maksimów i minimów stężeń biogenów był w części zgodny a w części odwrócony w stosunku do lat poprzedzających. Być może jest to wynikiem faktu, że od 2018 do 2020 roku w zlewni dochodzi do stopniowego obniżania się odpływu rzecznego. Dotąd obserwowano mniejszą zmienność stężeń biogenów na wejściu do zlewni niż na wyjściu. W 2020 roku prawidłowość taka z pewnością nie dotyczyła fosforu ogólnego. Należałoby dopatrywać się tutaj wpływu siedlisk mokradłowych w dolinie Czarnej Hańczy między Sobolewem a ujściem rzeki do Jeziora Wigry, gdzie w zależności od sytuacji retencja oraz produkcja i uwalnianie związków biogennych mogą być znaczne. Jednak w przypadku lat hydrologicznych o niewielkim zasilaniu ta zmienność może być przez nie tłumiona.

Tab. 3.7.6. Zestawienie stężeń poszczególnych składników chemizmu wód Czarnej Hańczy, w punkcie pomiarowo-kontrolnym Ujście, wyrażonych w meq·dm^{-3}, określonych odrębnie dla kationów i anionów w 2020 roku

HCO_3	Cl	NO_3	SO_4	Ca	Mg	Na	K	NH_4
meq·dm^{-3}								
4,73	1,01	0,11	0,64	3,86	1,17	1,37	0,25	0,01
% meq·dm^{-3}								
72,9	15,6	1,7	9,8	58,0	17,6	20,6	3,7	0,1

Średnioroczne wartości stężeń głównych anionów i kationów wyrażone w równoważnikach molowych (meq·dm^{-3}) pozwalają na określenie geochemicznego typu wody (np. wg klasyfikacji Altowskiego i Szwieca). Po obliczeniu udziału procentowego poszczególnych jonów (oddzielnie anionów i kationów) w próbie dokonuje się odcięcia wartości na poziomie 20% meq·dm-3±2%. Dominującymi jonami w wodach Czarnej Hańczy zgodnie z tą zasadą (Tab. 3.7.6) są: wodorowęglanowy, wapniowy i sodowy. To pozwala przyporządkować je do typu wodorowęglanowo-wapniowo-sodowego. W porównaniu do poprzednich dwóch lat typ wody nie zmienił się, chociaż w 2017 roku określono go jako wodorowęglanowo-wapniowo-magnezowy. Wynika to z bardzo zbliżonego udziału obu tych kationów (magnezowego i sodowego) w wodach Czarnej Hańczy w zlewni badawczej.

Tab. 3.7.7. Zestawienie wartości wybranych wskaźników chemizmu wód Czarnej Hańczy, w punktach kontrolno-pomiarowych Sobolewo i Ujście i określonych dla nich wartości klas jakości dla roku 2020

Klasa	Punkt pomiarowy	Odczyn	SEC	Ca	O_2	Mg	BZT_5	$P_{og.}$	HCO3	Cl	S-SO4	N-NO3	N-NH4
		pH	mS·m^{-1}	mg·dm^{-3}									
Sobolewo		8,37	59,6	79,0	9,9	14,8	2,5	0,24	289,5	30,3	9,3	1,5	0,09
Klasa		Poniżej II klasy	Poniżej II klasy	Poniżej II klasy	I	Poniżej II klasy	I	II	Poniżej II klasy	Poniżej II klasy	I	II	I
Ujście		8,22	61,8	77,3	8,0	14,3	3,8	0,17	289,2	35,5	10,1	1,5	0,13
Klasa		Poniżej II klasy	Poniżej II klasy	II	I	Poniżej II klasy	II	I	Poniżej II klasy	Poniżej II klasy	II	II	I

Na podstawie kryteriów z Rozporządzenia Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. 2019 poz. 2149) dokonano oceny wybranych wskaźników fizyczno-chemicznych wód Czarnej Hańczy pod kątem ich jakości. Jednolita część wód Czarnej Hańczy, na odcinku od jeziora Hańcza do jeziora Wigry, zaliczona została do typu abiotycznego (kod 18) – potoku nizinnego żwirowego. W przypadku każdego ze wskaźników, oznaczanego jeden raz na miesiąc, wyznaczono jego wartość średnią roczną, którą porównano z wartościami granicznymi zawartymi w rozporządzeniu. Następnie określono klasy jakości wód powierzchniowych (klasa I - stan bardzo dobry, klasa II - stan dobry, niespełniająca wymogów klasy II - stan poniżej dobrego). Tak przeprowadzona ocena klas jakości wód jest jednak niepełna, gdyż uwzględnia jedynie wybrane wskaźniki fizyczno-

chemiczne, pomijając elementy biologiczne, substancje priorytetowe oraz elementy hydromorfologiczne, które nie są badane w ramach ZMŚP.

Z 12 wskaźników fizyczno-chemicznych wód oznaczonych w 2019 roku w punkcie pomiarowo-kontrolnym w Sobolewie, tylko 4 zaklasyfikowano do I klasy czystości (O2, BZT_5, $S\text{-}SO_4$ i $N\text{-}NH_4$), 2 mieściły się w klasie II ($P_{ogólny}$, $N\text{-}NO_3$) a poniżej II klasy znalazły się: odczyn, przewodność, zasadowość, Ca, Mg, Cl (Tab. 3.7.7). Oznacza to, że kolejny rok z rzędu zaobserwowano niekorzystne zmiany jakości wód Czarnej Hańczy w tym profilu w porównaniu do roku poprzedzającego. $P_{ogólny}$ oraz Ca spełniały wcześniej wymagania odpowiednio: klasy I i klasy II.

Wskaźniki charakteryzujące wody z punktu Ujście zakwalifikowano nieco inaczej niż te w punkcie Sobolewo (Tab. 3.7.7) tzn. tylko 3 zaliczono do I klasy czystości (O_2, $N\text{-}NH_4$ i $P_{ogólny}$). W tym przypadku $N\text{-}NH_4$ awansował z klasy II do klasy I. Do klasy II zaliczono 4 wskaźniki (Ca, BZT_5, $N\text{-}NO_3$, $S\text{-}SO_4$). Nie zmieniły one swej oceny w porównaniu z rokiem 2019. Aż 5 wskaźników nie spełniło wymagań II klasy: odczyn, przewodność, zasadowość, Mg, Cl. Zmiana polegała tu na spadku oceny odczynu z klasy I na poziom poniżej II klasy. Oznacza to, że wody Czarnej Hańczy przepływając przez zlewnię badawczą zyskiwały w zakresie takich wskaźników jak Ca i $P_{ogólny}$, natomiast traciły w ocenie BZT_5 i $S\text{-}SO_4$. Pozostałe wskaźniki (odczyn, przewodność elektrolityczna właściwa, O_2, Mg, zasadowość, Cl, $N\text{-}NO_3$ i $N\text{-}NH_4$) pozostawały w 2020 roku bez zmian. Należy jednak tutaj zauważyć, że przez kilka miesięcy w analizowanym roku panowała niżówka, która mogła istotnie wpływać na jakość wód np. na BZT_5.

Miarą, która najpełniej pozwala ocenić intensywność procesów geochemicznych oraz ich kierunek (retencja, wymywanie pierwiastków ze zlewni) jest bilans ładunków jonów w zlewni różnicowej (Tab. 3.7.8). O ile stężenie jonów nie musi świadczyć o kierunku zachodzących procesów, ponieważ jest miarą obejmującą zawartość jonów rozpuszczonych i ilość odpływającej wody, o tyle ładunek jest miarą bezwzględną lub jak w poniższym zestawieniu odniesioną do powierzchni zlewni.

W 2020 roku obserwowano wynoszenie ze zlewni wszystkich badanych pierwiastków z wyjątkiem fosforu. Największe ładunki opuszczające zlewnię stanowiły wodorowęglany, sód, chlorki i wapń. Ten zestaw nie różni się niczym od obserwowanego w 2019 roku. Wymywanie i zatrzymywanie poszczególnych jonów w zlewni było zmienne w czasie. Przez większa część roku dominowało wynoszenie pierwiastków ze zlewni. Wyjątek stanowiła akumulacja wodorowęglanów we wrześniu w apogeum niżówki. W 2019 r. podczas lutowej niżówki obserwowano taką samą sytuację. Największa intensywność akumulacji występowała w sierpniu i dotyczyła jonów: chlorkowego, siarczanowego, azotanowego, sodowego i potasowego oraz

związków fosforu. Całkowity ładunek wynoszonych ze zlewni jonów w sierpniu i we wrześniu był ujemny. Akumulacji sprzyjała zatem głęboka niżówka. Najbardziej intensywne wymywanie jonów miało miejsce w październiku, czerwcu, styczniu, lutym i listopadzie. O ile czerwiec, ze względu na roczne maksimum opadowe, które się wtedy pojawiło jest w tym zestawie oczywisty, o tyle pozostałe miesiące trudno połączyć wg kryterium opadu czy odpływu. Być może docierający do zlewni i opuszczający ja ładunek jonów pochodził z wód podziemnych i to części ich horyzontów zlokalizowanych poza zlewnią badawczą. Za przykład może posłużyć fosfor ogólny, którego spory ładunek został niespodziewanie zakumulowany w zlewni w sierpniu. Było to przede wszystkim wynikiem bardzo dużego ładunku jaki dotarł do zlewni i został przez nią jak przez „filtr" zaabsorbowany. Stanowiło to rodzaj zjawiska ekstremalnego, które wpłynęło na ostateczny roczny ujemny bilans wymywania związków fosforu ze zlewni. W sytuacji dostawy fosforu w wielkości zbliżonej do średniej taka reakcja zlewni nie byłaby zapewne obserwowana. W 2020 roku żaden z jonów nie był wymywany ze zlewni przez wszystkie miesiące. Tak jak w przypadku stężeń biogenów trudno wskazać jednoznaczny uniwersalny związek między porami roku albo warunkami przepływu a ładunkami jonów wynoszonymi, bądź akumulowanymi w zlewni. W miesiącach letnich wystąpiła głęboka niżówka i jednocześnie największa akumulacja pierwiastków. Bardzo duże znaczenie może mieć w tym przypadku zasilanie podziemne Czarnej Hańczy, która odwadnia zlewnię badawczą. Dosyć duża dysproporcja między ładunkiem pierwiastków wnoszonym rzeką do zlewni a ładunkiem opuszczającym zlewnię wskazuje na intensywne zasilanie podziemne i co niewykluczone, istotną rozbieżność między zasięgiem zlewni topograficznej i zlewni podziemnej Czarnej Hańczy w rejonie Stacji Bazowej Wigry. Prawdopodobnie znaczny strumień jonów trafia do zlewni z kierunku zachodniego oraz północnego, gdzie jak wynika z ukształtowania terenu mogą istnieć zagrzebane stare hydrogeologiczne struktury aluwialne lub glacjofluwialne uczestniczące w zasilaniu podziemnym zlewni różnicowej. Powinno się to ujawniać właśnie w latach ze znacznym udziałem niżówek. Być może znaczna inercja systemu zlewni w zakresie obiegu wody przekłada się także na obieg geochemiczny, stąd powiązanie krążenia jonów z bieżącą sytuacją hydrometeorologiczną daje niezadawalające wyniki.

Tab. 3.7.8. Ładunek substancji rozpuszczonych odprowadzany z odpływem rzecznym ze zlewni różnicowej w Stacji Bazowej WIGRY, w roku 2020

Termin	HCO_3	$S\text{-}SO_4$	$N\text{-}NO_3$	$N\text{-}NH_4$	Cl	Na	K	Mg	Ca	H	$P_{ogól.}$	Al	Warstwa odpływu
	[kg ha^{-1}]												[mm]
2020**	455,64	39,80	3,73	1,31	202,65	207,67	60,36	8,01	73,92	0,092	-1,52	0,41	161,7
2020*	461,75	40,01	3,65	1,32	202,71	207,27	60,32	8,24	75,02	0,093	-1,55	0,41	161,7
XI	41,82	3,91	1,21	-0,16	20,27	17,70	4,11	0,40	11,54	0,010	0,04	-0,07	13,7
XII	39,57	10,76	-3,53	0,62	12,07	13,97	5,56	1,77	8,87	0,007	0,04	0,01	13,0
I	45,49	4,15	1,49	-0,12	31,35	31,23	9,50	1,50	10,86	0,000	0,06	0,04	14,9
III	36,52	4,70	1,24	0,11	25,46	22,24	6,18	1,84	10,50	0,006	0,09	0,05	12,7
III	34,39	1,43	0,83	-0,04	31,04	24,46	5,35	-1,62	-4,77	0,007	0,14	0,38	13,4
IV	33,14	0,50	0,38	0,03	3,48	13,03	3,80	1,46	9,83	0,003	0,04	0,03	11,3
V	3,90	2,67	1,55	0,09	20,78	30,23	9,70	1,39	8,45	0,010	0,17	0,07	14,1
VI	111,86	4,40	0,18	0,14	33,49	48,23	13,20	1,78	12,47	0,011	0,05	0,03	17,4
VII	40,20	1,10	-0,74	0,42	13,84	14,23	4,60	-1,43	-7,51	0,037	0,12	-0,09	15,7
VIII	38,44	-1,71	-0,33	0,01	-36,44	-37,51	-12,42	0,37	8,80	0,004	-2,29	0,005	12,4
IX	-85,38	-0,56	0,42	0,24	4,15	3,36	1,16	-3,61	-15,62	-0,001	0,01	-0,01	10,3
X	121,78	8,66	0,94	-0,01	43,22	26,09	9,57	4,39	21,61	-0,001	-0,04	-0,03	12,7

*Ładunki obliczone jako suma ładunków w poszczególnych miesiącach roku hydrologicznego

** Ładunki obliczone na podstawie średniego rocznego ważonego stężenia. Jako wagę stosowano średni przepływ miesięczny. W przypadku zlewni Wigry nie można stosować przepływów chwilowych jako wagę do obliczania średnich ładunków, ze względu na sposób przenoszenia informacji hydrologicznej z profilu Sobolewo do profilu Ujście. Uwzględnia on tylko przepływy charakterystyczne (średnie, maksymalne i minimalne okresowe), a nie chwilowe.

3.8. Chemizm opadu organicznego

Masa opadu organicznego

Opad organiczny w lesie zawiera przede wszystkim: liście (w tym igły), kwiaty, korę, gałęzie, szyszki, porosty a także szczątki owadów i pajęczaków. Wzbogacanie gleb leśnych w materię organiczną odbywa się dzięki dopływowi opadu organicznego, który to dociera do podłoża przez cały rok, ale z różnym nasileniem w poszczególnych miesiącach.

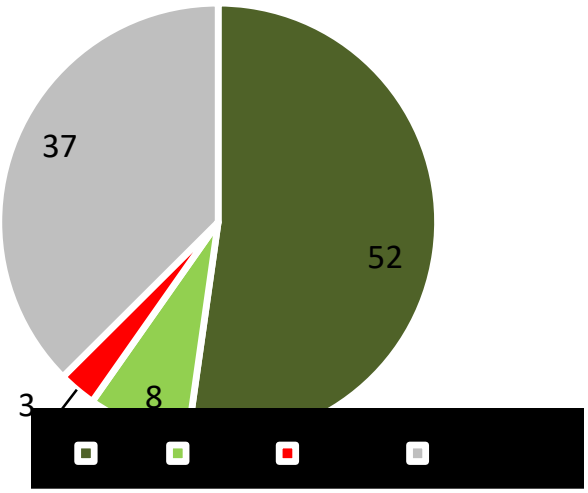
Od roku hydrologicznego 2018 opad organiczny jest zbierany z leśnej powierzchni badawczej w Sobolewie, ale zlokalizowanej w innym miejscu niż poprzednich latach. Stanowisko do badań opadu organicznego zostało przesunięte około 100 metrów na północny wschód od poprzedniego stanowiska, w obrębie zlewni badawczej. Kolektory opadu organicznego znajdowały się w drzewostanie świerkowo-sosnowym, na siedlisku lasu mieszanego świeżego, w zbiorowisku *Tilio-Carpinetum calamagrostietosum*. Przesunięcie stanowiska wynikało z dużych zmian w drzewostanie, jakie zaszły w ostatnich latach na dotychczasowej powierzchni badawczej (większość drzew iglastych uschła).

Wielkość ładunku opadu organicznego, na terenie zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY, w poszczególnych latach badań była bardzo zróżnicowana i wahała się od 3,91 t ha^{-1} w 2008 roku do 11,10 t ha^{-1} w 2016 roku (Tab. 3.8.1). W okresie 2005-2019 średnio rocznie docierało do dna lasu 6,02 t ha^{-1} opadu organicznego. W roku hydrologicznym 2020 wielkość tego ładunku była niższa od średniej i wyniosła 4,87 t ha^{-1}, wielkość ta była jedną z najniższych od roku 2005.

Tab. 3.8.1. Ładunek opadu organicznego (masa sucha), w t ha^{-1}, w poszczególnych latach badań (lata hydrologiczne)

Lata	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Ładunek [t ha^{-1}]	7,12	5,06	4,92	3,91	4,79	4,89	6,69	5,74
Lata	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	**2020**
Ładunek [t ha^{-1}]	5,10	6,06	6,40	11,10	5,56	6,69	6,28	**4,87**

Dominującą frakcją w opadzie organicznym w 2020, podobnie jak w całym okresie badań, była frakcji igieł - stanowiła ona 52% suchej masy rocznego opadu (Ryc. 3.8.1). Kolejnym składniki o znacznym udziale procentowym były gałązki – 13,9% i kora – 13,0%, które były częścią kategorii pozostałe. Dość wysoką zawartość procentową miały również liście – 7,5% w całym opadzie i był to trzeci wynik co do udziału liści w składzie procentowym od początku badań.



Ryc. 3.8.1. Udział procentowy poszczególnych frakcji w rocznym suchym opadzie organicznym w roku hydrologicznym 2020, na terenie zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY

Podobnie jak w latach poprzednich tak i w roku 2020, najniższe sumy opadu organicznego występowały w miesiącach zimowych, a najwyższe jesienią (Tab. 3.8.2). Ładunek materii organicznej docierający do gleby na powierzchni badawczej w poszczególnych miesiącach zawarł się w przedziale od 11,19 g m^{-2} w grudniu do 91,60 g m^{-2} we wrześniu. W roku 2020, w półroczu hydrologicznym zimowym, ładunek opadu organicznego był prawie dwukrotnie mniejszy niż w półroczu letnim.

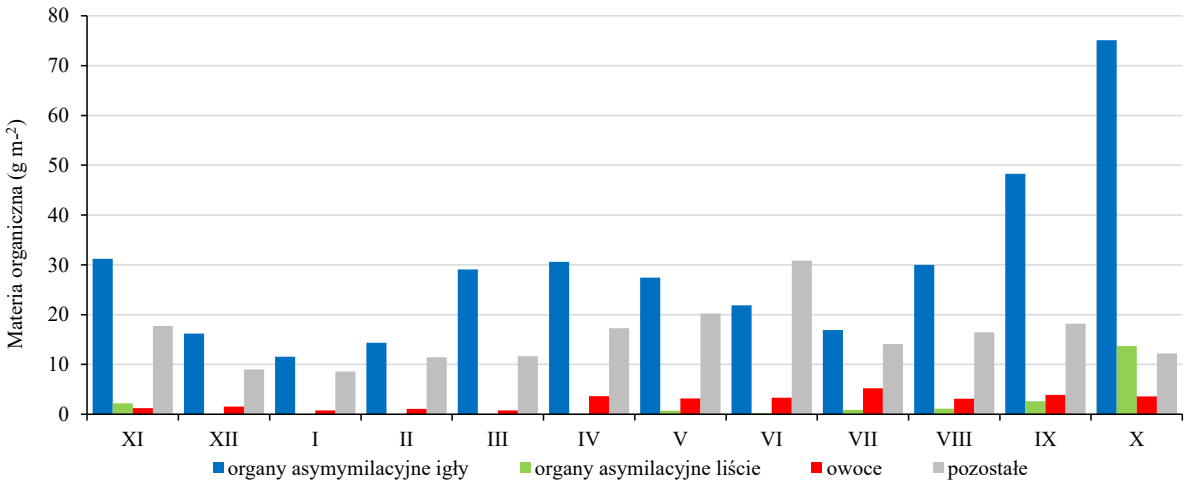
Porównując miesięczne ładunki organów asymilacyjnych (igieł) z roku 2020 do ładunków z lat 2005-2019 stwierdzono, że w prawie całym roku hydrologicznym ładunek igieł w ostatnim roku był niższy od średnich analogicznych ładunków z wielolecia. Tylko w miesiącu wrześniu ładunek igieł w roku 2020 (75,28 g m^{-2}) był o ponad 60% wyższy niż w wieloleciu (46,49 g m^{-2}). Natomiast sumaryczny ładunek materii w postaci igieł z roku 2020 (254,45 g m^{-2}) był znacznie niższy od średniego z okresu 2005-2019 (359,21 g m^{-2}).

Rozkład średniego miesięcznego ładunku suchego opadu organicznego za okres 2005-2020, wskazuje na to, że igły miały najwyższy udział w opadzie organicznym niemal przez cały rok (Ryc. 3.8.2). Jedynie w czerwcu zaznaczyła się niewielka przewaga w opadzie pozostałych jego komponentów (poza liśćmi i owocami). Te pozostałe komponenty opadu stanowiły drugi co do wielkości składnik opadu organicznego.

Udział procentowy igieł w całym opadzie organicznym, w rozpatrywanym okresie badań 2005-2020, wahał się od 39% - w roku 2017 do 71% - w roku 2015 i zdecydowanie przeważał nad pozostałymi składnikami opadu (Ryc. 3.8.3). W 2020 roku (podobnie jak w roku 2019) igły stanowiły 52% opadu organicznego i był to trzeci z kolei najniższy udział procentowy tef frakcji w całym analizowanym okresie.

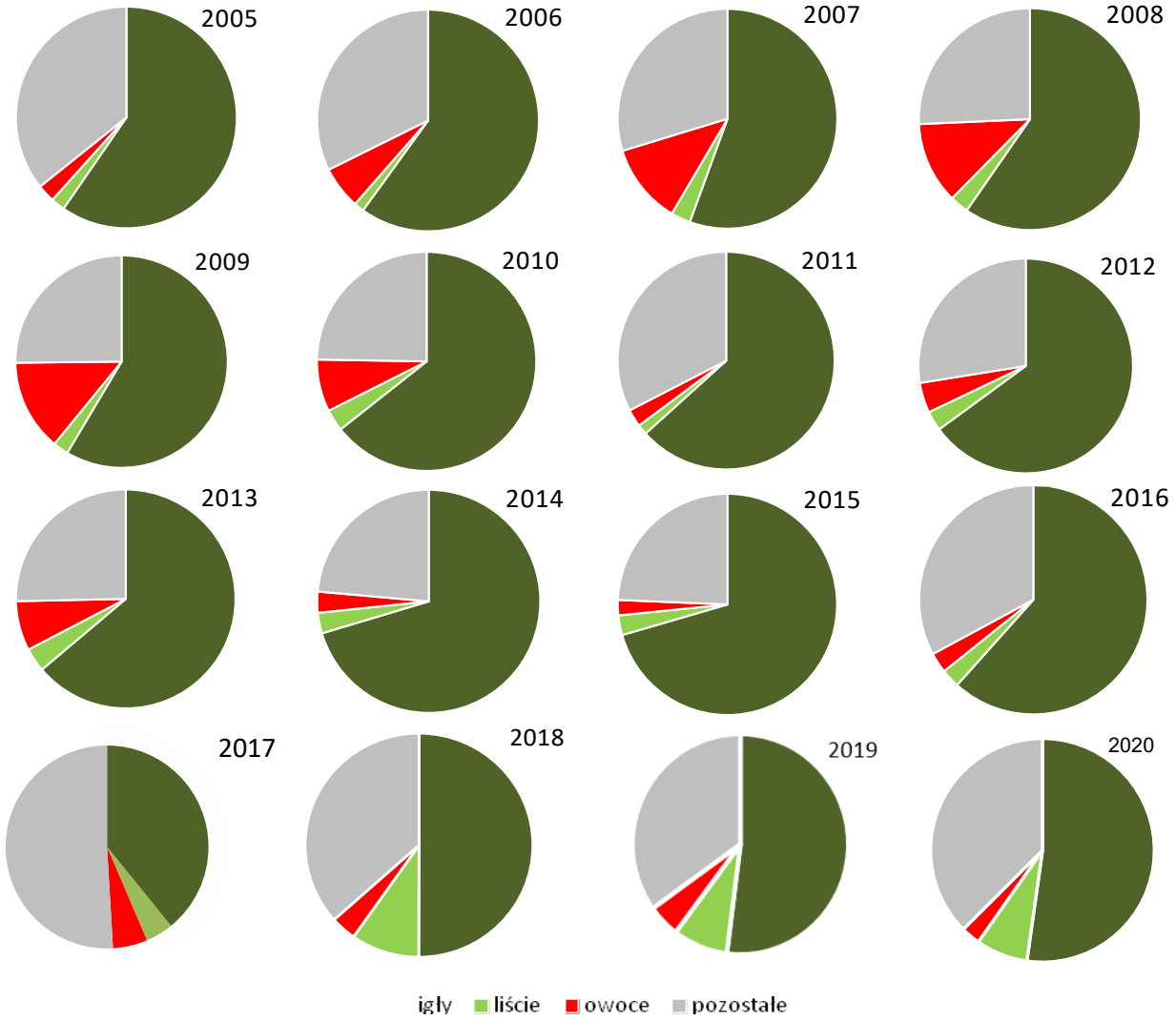
Tab. 3.8.2. Wielkości opadu organicznego (masa sucha) w g m^{-2}, w roku hydrologicznym 2020 na tle okresu 2005-2019 (zlewnia badawcza WIGRY)

Miesiąc	*Materia organiczna w g m^{-2}*				
	Organy asymilacyjne - igły	Organy asymilacyjne - liście	Owoce	Pozostałe	Suma materii organicznej
XI	20,18	0,65	0,00	11,06	31,88
XII	8,51	0,13	0,00	2,56	11,19
I	8,38	0,66	4,61	4,31	17,96
II	11,76	0,56	0,00	11,01	23,33
III	14,00	0,00	1,97	33,20	49,18
IV	11,75	0,00	0,21	18,18	30,15
V	8,35	0,00	1,13	9,28	18,75
VI	13,10	0,13	0,18	47,38	60,79
VII	9,48	0,30	1,49	20,01	31,28
VIII	25,95	1,28	3,99	7,32	38,54
IX	75,28	3,00	0,00	13,33	91,60
X	47,72	29,83	0,00	4,94	82,50
Suma materii org.	254,45	36,54	13,59	182,58	487,16
Miesiąc	Wielolecie (2005-2019)				
	Organy asymilacyjne - igły	Organy asymilacyjne - liście	Owoce	Pozostałe	Suma materii organicznej
XI	31,95	2,21	1,33	18,19	53,69
XII	16,69	0,02	1,67	9,42	27,80
I	11,78	0,00	0,54	8,89	21,21
II	14,53	0,04	1,14	11,46	27,16
III	30,06	0,02	0,68	10,21	40,96
IV	31,89	0,09	3,88	17,23	53,09
V	28,74	0,74	3,31	20,97	53,75
VI	22,45	0,27	3,55	29,78	56,05
VII	17,44	0,90	5,48	13,70	37,52
VIII	30,25	1,13	3,09	17,06	51,53
IX	46,49	2,60	4,13	18,51	71,73
X	76,94	13,72	3,84	12,73	107,24
Średnia suma materii org.	359,21	21,74	32,64	188,14	601,74

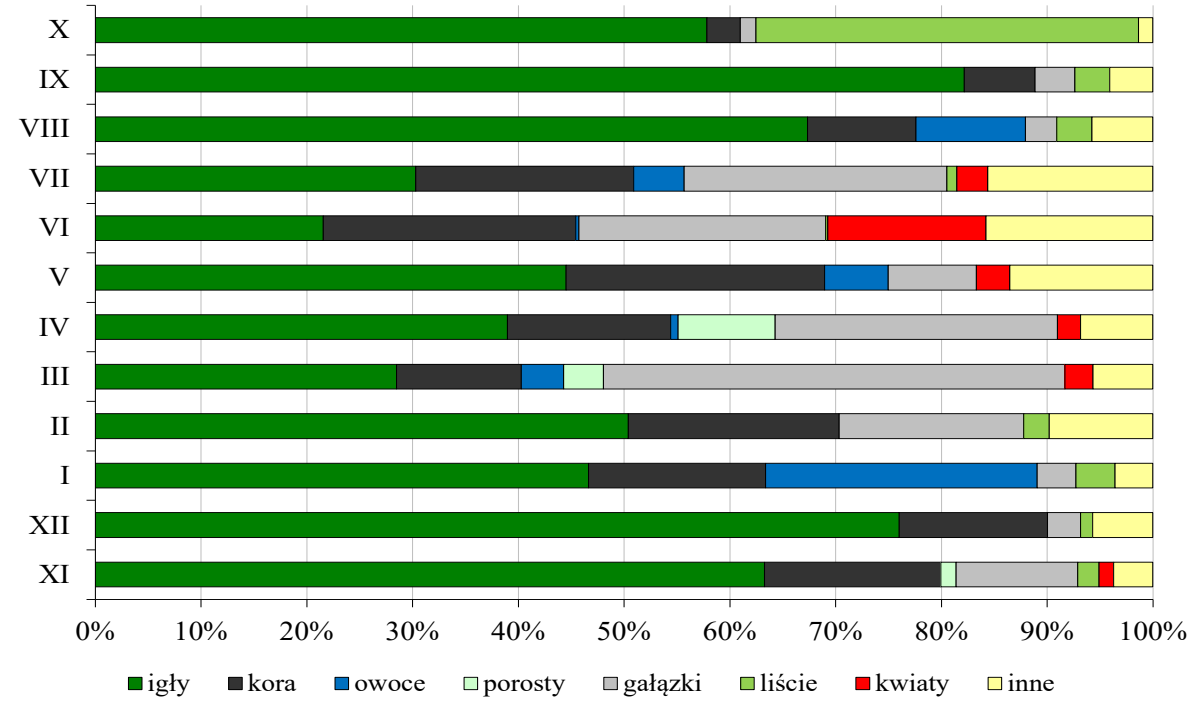


Ryc. 3.8.2. Zmienność suchego opadu organicznego (wartości średnie miesięczne z okresu 2005-2020), na terenie zlewni badawczej WIGRY

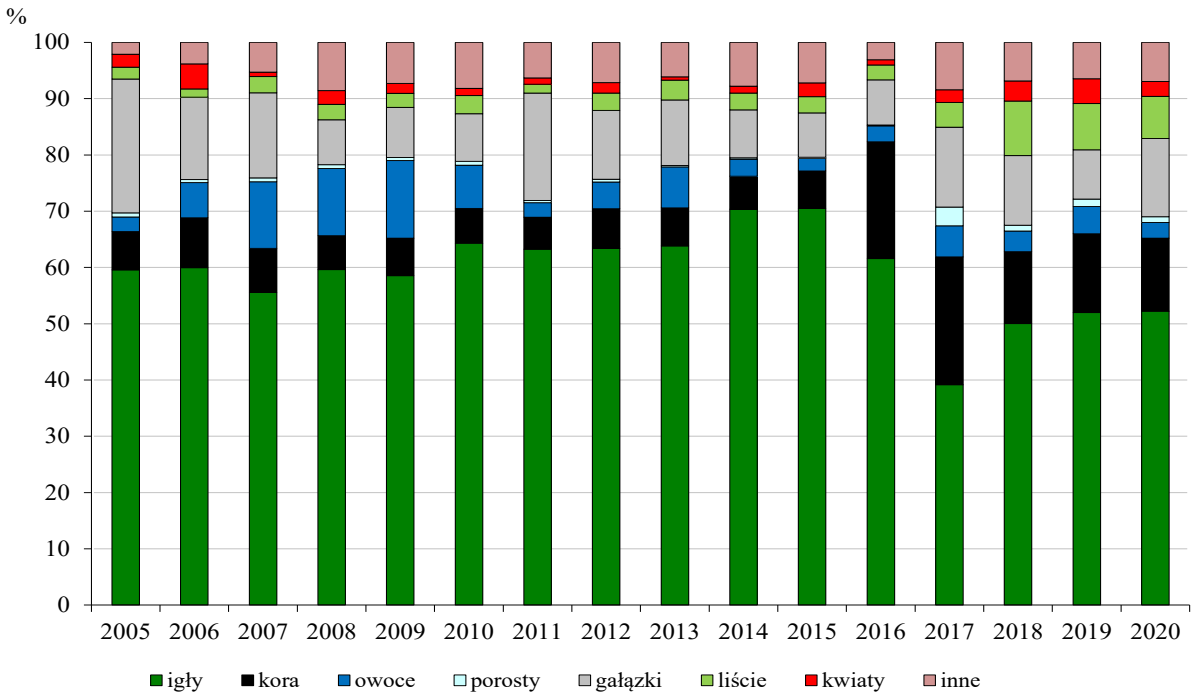
W badaniach opadu organicznego na Stacji Bazowej Wigry, poza frakcjami zalecanymi przez ZMŚP, wyróżniono jeszcze: korę, szyszki, porosty, gałązki i kwiaty (w programie podstawowym frakcje te są zebrane razem i tworzą kategorię "pozostałe"). Pozwoliło to na precyzyjniejsze scharakteryzowanie opadu organicznego. Wyróżnione z opadu gałązki stanowią w 2020 roku drugą, pod względem udziału procentowego frakcję (14%). Na podobnym poziomie jest również kora – 13%. Analizując udział wszystkich badanych frakcji opadu w poszczególnych miesiącach 2020 roku widać jego duże zróżnicowanie (Ryc. 3.8.4). I tak, udział procentowy igieł w poszczególnych miesiącach wynosił od 22% (w czerwcu) do 82% (we wrześniu), kory - od 3% (w październiku) do 24% (w maju i czerwcu), gałązek - od 1% (w październiku) do 44% (w marcu), a liści - od 0% (od marca do czerwca) do 36% (w październiku). Udział wszystkich badanych frakcji opadu organicznego w kolejnych latach badań przedstawia rycina 3.8.5.



Ryc. 3.8.3. Udział procentowy poszczególnych frakcji w rocznym suchym opadzie organicznym w latach 2005-2020, w zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY



Ryc. 3.8.4. Procent udziału masy suchej poszczególnych frakcji w całkowitym opadzie miesięcznym [%] w 2020 roku



Ryc. 3.8.5. Procent udziału masy suchej poszczególnych frakcji w całkowitym opadzie rocznym [%] w kolejnych latach badań

Chemizm opadu organicznego

Analizy chemiczne w opadzie organicznym zostały wykonane z próby zbiorczej z całego roku hydrologicznego 2020 w Centralnym Laboratorium Analiz Środowiskowych CentLab w Warszawie, posiadającym Certyfikat Akredytacji Laboratorium Badawczego nr AB 336. W próbie analizowano stężenia 4 pierwiastków: węgla organicznego całkowitego, azotu ogólnego,

fosforu ogólnego oraz potasu. Uzyskane wyniki, na tle danych z wielolecia przedstawiono w tabeli 3.8.3.

Na powierzchni badawczej, na której zbierany był opad organiczny, występują niemal wyłącznie sosny i świerki, z niewielką domieszką dębów i leszczyny. Typ opadu organicznego jest zatem w miarę jednorodny, charakteryzujący się małą popielnością i bardzo dużą wartością stosunku węgla do azotu - średnio w wieloleciu 49:1, przy czym najwyższy stosunek węgla do azotu osiągnął wartość – 59:1 (w roku 2009), a najniższy odnotowano w roku 2013 – 41:1. W 2020 roku stosunek tych pierwiastków nieznacznie był niższy od wartości z wielolecia - równy 47:1. Według Kowalkwskiego i Swałdka (1994) szeroki stosunek C/N charakteryzuje drzewostany iglaste, ponieważ produkują opad organiczny, zbudowany z trudno rozkładających się substancji roślinnych, w tym lignin, celulozy i garbników, powodujących powolniejszy ich rozkład.

Wyniki analiz chemicznych opadu organicznego z minionego roku nie odbiegają znacząco wielkością od wartości przeciętnych dla okresu 2006-2019 (Tab. 3.8.3).

Analizując ładunki poszczególnych pierwiastków, jakie wracają z opadem organicznym do podłoża stwierdzono, że w 2020 roku, tylko wartość potasu była wyższa od wartości z wielolecia. Największe różnice stwierdzono w przypadku węgla organicznego, którego roczny ładunek był mniejszy o 562 kg ha^{-1}, względem średniego ładunku z lat 2006-2019 (Tab. 3.8.4).

Całkowity ładunek biogenów w opadzie organicznym z 2020 roku był znacznie niższy od ładunku z roku 2019 - o około 34%. W porównaniu do roku 2019 do dna lasu dotarło mniej: węgla organicznego (o 852,8 kg ha^{-1}), azotu ogólnego (o 6,3 kg ha^{-1}), potasu (o 2,4 kg ha^{-1}) oraz fosforu ogólnego (o 1,09 kg ha^{-1}). Pierwiastki pod względem wielkości dopływu z opadem materii organicznej można uszeregować następująco: C>N>K>P.

Tab. 3.8.3. Roczne stężenie pierwiastków docierających do gleby z opadem organicznym [g ha^{-1} kg^{-1} suchej masy], w zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY

Parametr	**Rok hydrologiczny 2020**
	Suma materii organicznej [g·kg^{-1} s.m.]
całkowity węgiel organiczny $C_{org.}$	508,40
azot ogólny $N_{ogól.}$	10,71
fosfor ogólny $P_{ogól.}$	0,68
potas K	2,11
Parametr	**Wielolecie (2006-2019)**
	Suma materii organicznej [g·kg^{-1} s.m.]
całkowity węgiel organiczny $C_{org.}$	511,5
azot ogólny $N_{ogól.}$	10,36
fosfor ogólny $P_{ogól.}$	0,84
potas K	1,56

Tab. 3.8.4. Roczny ładunek pierwiastków docierających do gleby z opadem organicznym [kg suchej masy ha^{-1} rok^{-1}], w zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY

Parametr	**2020**
	Suma materii organicznej [kg ha^{-1}·rok^{-1} s.m.]
całkowity węgiel organiczny $C_{org.}$	2476,74
azot ogólny $N_{ogól.}$	52,18
fosfor ogólny $P_{ogól.}$	3,31
potas K	10,28
Parametr	**Wielolecie (2006-2019)**
	Suma materii organicznej [kg ha^{-1}·rok^{-1} s.m.]
całkowity węgiel organiczny $C_{org.}$	3038,70
azot ogólny $N_{ogól.}$	61,69
fosfor ogólny $P_{ogól.}$	4,98
potas K	9,37

3.9. Metale ciężkie i siarka w porostach

Badania zawartości metali ciężkich i siarki w plechach porostu *Hypogymnia physodes* były prowadzone w ogródku meteorologicznym w Sobolewie. Dokonano ekspozycji porostu na gałązkach w dwóch terminach: zimowym (XI 2019-IV 2020) i letnim (V-X 2020). Zebrane po ekspozycji porosty przekazano do laboratorium Uniwersytetu Jana Kochanowskiego w Kielcach, gdzie zostały oczyszczone z kory i wysuszone, a następnie zmineralizowane i poddane analizie chemicznej. Wyniki badań, wraz z oceną stopnia zanieczyszczenia porostów, będą stanowiły oddzielne opracowanie, przygotowane dopiero latem 2021 roku.

3.10. Epifity nadrzewne

W 2020 roku przeprowadzono badania zmian powierzchni plech dwóch gatunków porostów - tarczownicy bruzdkowanej *Parmelia sulcata* i pustułki pęcherzykowatej *Hypogymnia physodes*, ich zdrowotności oraz liczebności plech krzaczkowatych na powierzchniach monitoringowych. Badania prowadzono na 8 stanowiskach z tarczownicą bruzdkowaną, 8 stanowiskach z pustułką pęcherzykowatą oraz 6 stanowiskach (powierzchniach) do badań liczebności porostów krzaczkowatych (Tab. 3.10.1).

Tab. 3.10.1. Wykaz badanych gatunków porostów w zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY(- brak porostu, ** - martwy)*

Stanowisko	*Parmelia sulcata*	*Hypogymnia physodes*	Porosty krzaczkowate
074		CzH-Qr-Hp-5*	
075	CzH-Apl-Ps-6		
076			CzH-Qr-krz-4
077		CzH-Qr-Hp-4	
078			CzH-Qr-krz-3
079	CzH-Qr-Ps-4		CzH-Qr-krz-1
080		CzH-Bp-Hp-6	
081	CzH-Qr-Ps-7		
082		CzH-Qr-Hp-8*	
083	CzH-Qr-Ps-5	CzH-Qr-Hp-2*	
084		CzH-Ag-Hp-1*	

085	CzH-Apl-PS-3		
086	CzH-Sca-Ps-1		
087	CzH-Qr-PS-2*		
088	CzH-Apl-Ps-8		CzH-Apl-krz-5
089			CzH-Tc-krz-6
090		CzH-Bp-Hp-7	
091		CzH-Qr-Hp-3	CzH-Qr-krz-2

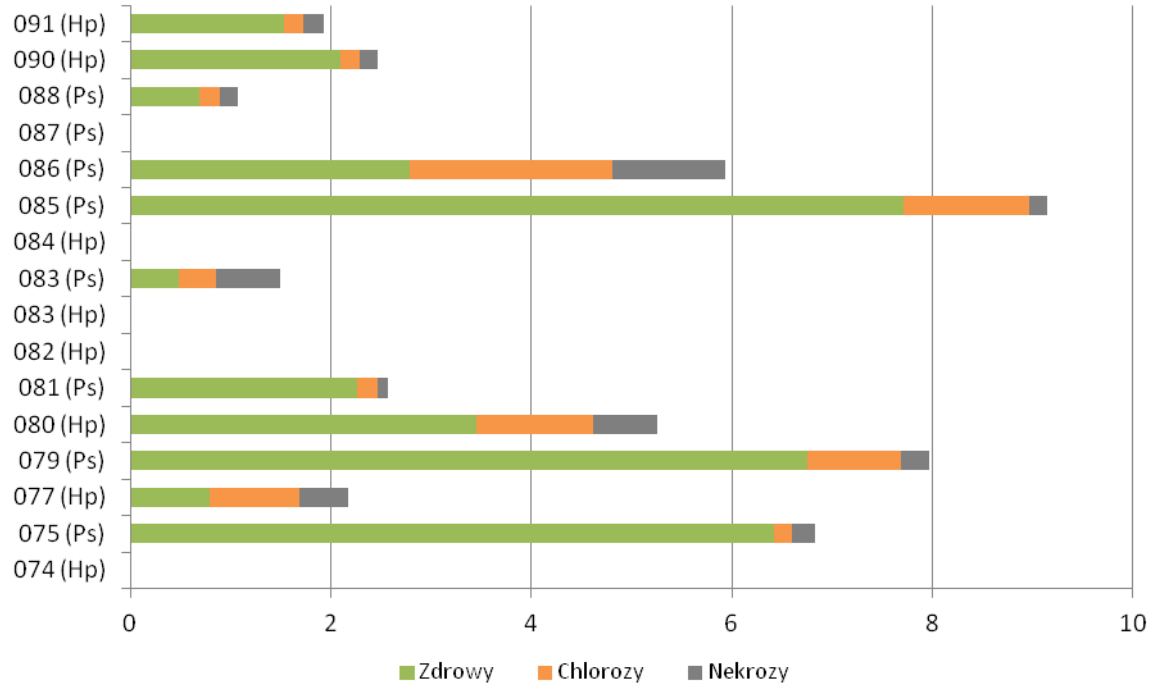
Wyniki pomiarów wielkości plech badanych porostów oraz ich stanu zdrowotnego, uzyskane, zostały przedstawione w tabeli 3.10.2 oraz na rycinach 3.10.1-3.10.4. Badane plechy porostów przedstawiają ryciny 3.10.5 i 3.10.6.

Tab. 3.10.2. Wielkości plech badanych porostów oraz ich stan zdrowotny w 2020 roku, w zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY

Stanowisko	Porost	Powierzchnia plechy (cm^2)	Uszkodzenia (cm^2)			% uszk.	Klasa uszk.
			chloroza	nekroza	suma		
074	*Hypogymnia physodes*	0	-	-	-	-	-
077	*Hypogymnia physodes*	2,17	0,90	0,48	1,38	63,64	4
080	*Hypogymnia physodes*	5,26	1,17	0,63	1,80	34,29	3
082	*Hypogymnia physodes*	0	-	-	-	-	-
083	*Hypogymnia physodes*	0	-	-	-	-	-
084	*Hypogymnia physodes*	0	-	-	-	-	-
090	*Hypogymnia physodes*	2,46	0,20	0,17	0,37	15,12	2
091	*Hypogymnia physodes*	1,93	0,19	0,20	0,39	20,33	2
075	*Parmelia sulcata*	6,84	0,18	0,23	0,42	6,08	1
079	*Parmelia sulcata*	7,97	0,93	0,28	1,21	15,18	2
081	*Parmelia sulcata*	2,56	0,20	0,10	0,30	11,64	2
083	*Parmelia sulcata*	1,50	0,37	0,64	1,01	67,32	4
085	*Parmelia sulcata*	9,14	1,25	0,18	1,43	15,64	2
086	*Parmelia sulcata*	5,94	2,02	1,13	3,15	52,97	4
087	*Parmelia sulcata*	0					
088	*Parmelia sulcata*	1,07	0,21	0,18	0,39	36,04	3

Na wszystkich badanych plechach porostów stwierdzono zarówno chlorozy, jak i nekrozy. Od początku monitoringu zamarły cztery plechy *Hypogymnia physodes* (083 w 2017 r., 074 i 084 w 2019 r. oraz 082 w 2020 r.) i jedna *Parmelia sulcata* (087 w 2017 r.).

Do pierwszej klasy (brak uszkodzeń) zaliczono jedną plechę (Tab. 3.10.3), tak samo jak w roku 2019. W pięciu przypadkach plechy wykazały uszkodzenia sięgające do 25% ich powierzchni (klasa 2 - niewielkie uszkodzenia). W roku poprzednim takie plechy były cztery. W dwóch przypadkach powierzchnia uszkodzeń plech mieściła się w zakresie 26-50% (klasa 3 - wyraźne uszkodzenia). Silne uszkodzenia (klasa 4 - uszkodzenia 51-75% powierzchni plechy) wykazały trzy plechy, tak samo jak w roku poprzednim.



Ryc. 3.10.1. Wielkość powierzchni plech porostów na poszczególnych stanowiskach monitoringowych, z podziałem na zdrowe części plech oraz zajęte przez chlorozy i nekrozy, w roku 2020, w zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY

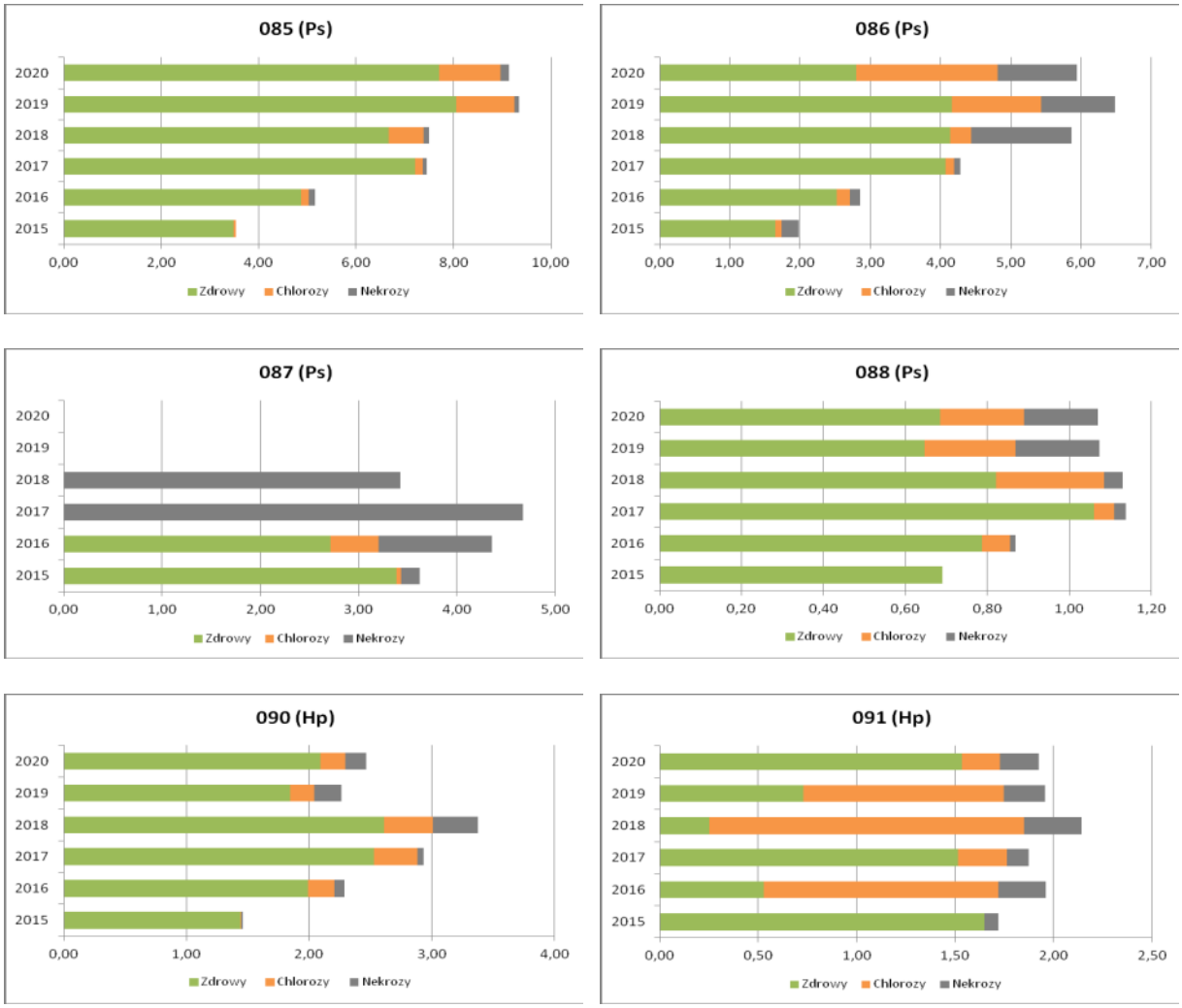
W roku 2020 nie stwierdzono plech o uszkodzeniach ponad 75% powierzchni plechy (klasa 5 - plecha obumierająca). W roku 2019 takie plechy były 2 i obie zamarły całkowicie. Zestawienie zmian kategorii zdrowotności przedstawia tabela 3.10.3

Tab. 3.10.3. Zmiany kategorii zdrowotności badanych plech porostów w zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY

Stanowisko	Gatunek	2015	2016	2017	2018	2019	2020
074	*Hypogymnia physodes*	3	2	3	4	5	
075	*Parmelia sulcata*	1	2	2	3	1	1
077	*Hypogymnia physodes*	2	2	2	4	4	4
079	*Parmelia sulcata*	3	2	2	2	2	2
080	*Hypogymnia physodes*	1	1	1	3	3	3
081	*Parmelia sulcata*	1	1	1	4	2	2
082	*Hypogymnia physodes*	2	3	3	5	5	
083	*Hypogymnia physodes*	1	5				
083	*Parmelia sulcata*	2	3	4	5	4	4
084	*Hypogymnia physodes*	1	2	4	5		
085	*Parmelia sulcata*	1	1	1	2	2	2
086	*Parmelia sulcata*	2	2	1	3	3	4
087	*Parmelia sulcata*	1	3	5	5		
088	*Parmelia sulcata*	1	1	1	3	3	3
090	*Hypogymnia physodes*	1	2	2	2	2	2
091	*Hypogymnia physodes*	1	4	2	5	4	2

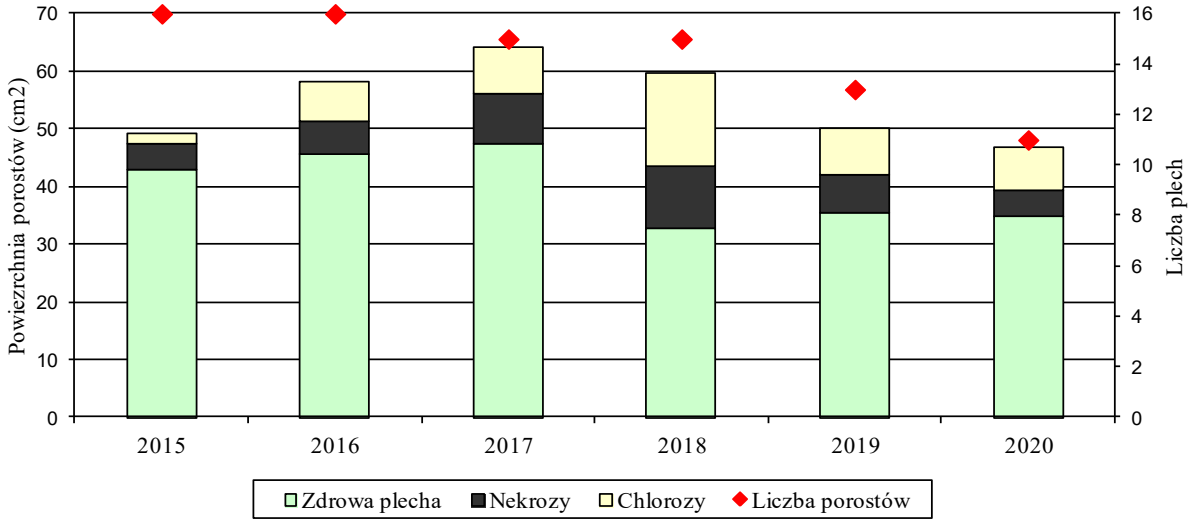
Analizując zmiany powierzchni plech porostów, mierzonych w 2019 i 2020 roku (Ryc. 3.10.2-3.10.3, 3.10.5) stwierdzono, że w ośmiu przypadkach powierzchnia ta uległa zmniejszeniu - od 1,6 do 24,2%. W przypadku trzech plech odnotowano zwiększenie się ich powierzchni od 8,5 do 11,4%.

Sumaryczna powierzchnia wszystkich 16 monitorowanych plech porostów w 2015 roku wynosiła 49,12 cm^2. Maksimum osiągnęła w 2017 roku, osiągając 64,17 cm^2 (pomimo ubytku jednej plechy). Jednak od 2018 roku jest obserwowany stały spadek sumarycznej powierzchni i liczby plech - w 2018 roku powierzchnia plech wynosiła 59,70 cm^2 (15 porostów), w 2019 roku 50,70 cm^2 (13 porostów), a w 2020 roku 46,84 cm^2 (11 plech). W stosunku do roku 2019 utracone zostały dwie kolejne plechy (Ryc. 3.10.4).

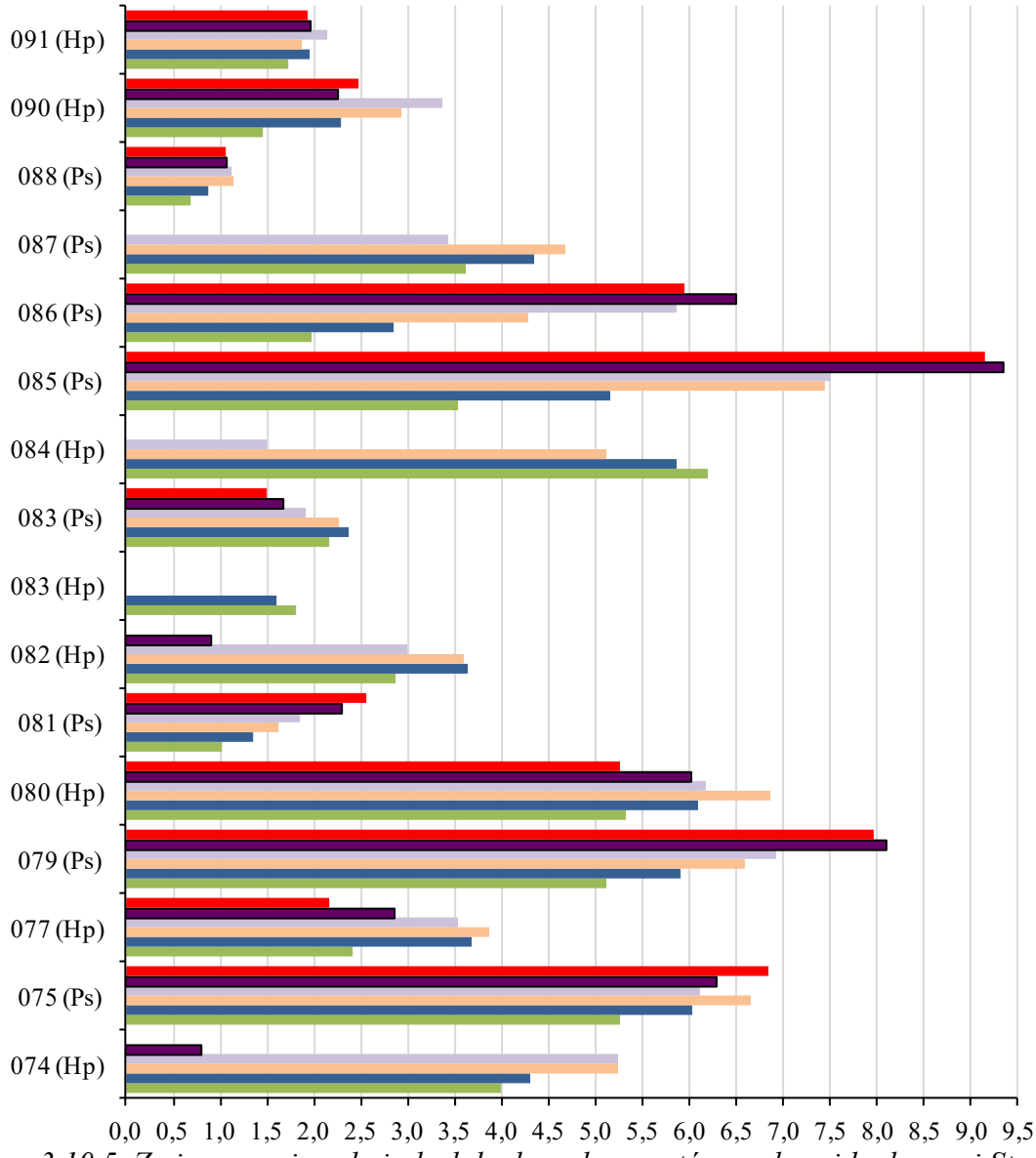


Ryc. 3.10.3. Zmiany powierzchni plech porostów na stanowiskach monitoringowych 085, 086, 087, 088, 090 i 091, z podziałem na zdrowe części plech oraz zajęte przez chlorozy i nekrozy, w zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY

Ryc. 3.10.2. Zmiany powierzchni plech porostów na stanowiskach monitoringowych 074, 075, 077, 079, 080, 081, 082, 083 i 084, z podziałem na zdrowe części plech oraz zajęte przez chlorozy i nekrozy, w zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY



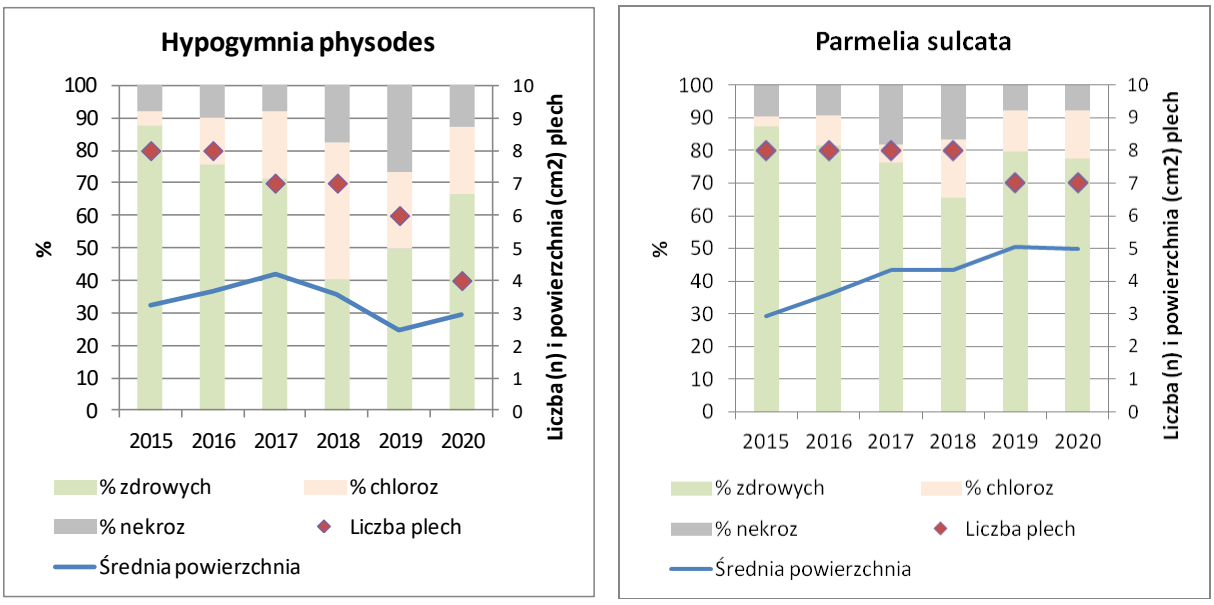
Ryc. 3.10.4. Zmiany sumarycznej powierzchni i liczby monitorowanych plech porostów listkowatych w latach 2015-2020, w zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY



Ryc. 3.10.5. Zmiany powierzchni plech badanych porostów w zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY, w latach 2015-2020

W ciągu 6 lat prowadzenia monitoringu zamarło 5 plech monitorowanych porostów. Ze względu na ten ubytek bardziej adekwatne wydaje się być porównanie ich średniej powierzchni i średniego udziału części zdrowych i uszkodzonych (Ryc. 3.10.6). Zaobserwowano wyraźne różnice dotyczące obydwu gatunków. Gatunkiem o lepszej kondycji i utrzymującym wzrost średniej powierzchni plech okazała się *Parmelia sulcata*. W ciągu 6 lat monitoringu utracono tylko jedną plechę tego gatunku, natomiast średnia powierzchnia plech wzrosła z 2,92 cm^2 do 5,00 cm^2. Udział zdrowej części plechy wahał się od 87,4% w roku 2015 do 65,5% w roku 2018. W przypadku *Hypogymnia physodes* obumarły 4 monitorowane plechy. Średnia powierzchnia plech tego gatunku wykazywała znaczne fluktuacje. W 2015 roku wynosiła ona 3,22 cm^2, maksimum osiągnęła w 2017 roku (4,22 cm^2). W kolejnych sezonach odnotowano spadek średniej powierzchni plech do wartości 2,47cm^2 w 2019 r. W sezonie 2020 nastąpił wzrost do 2,95 cm^2. Plechy *Hypogymnia physodes* wykazywały też dużo gorszą kondycję. W 2015 roku udział procentowy zdrowych części wynosił 87,8%. W kolejnych latach udział ten zmniejszał się, osiągając minimum w 2018 roku (40,2%). W 2019 i 2020 obserwowano polepszenie się kondycji plech tego gatunku. W ostatnim sezonie udział zdrowych części plech osiągnął 66,6%.

Trudno jest jednoznacznie wskazać przyczyny zamierania plech i zmiany udziału części zdrowych i uszkodzonych. Wydaje się, że zmiany te nie były spowodowane zanieczyszczeniem powietrza, ani warunkami meteorologicznymi. Bardziej prawdopodobne jest, iż wynikają one z naturalnych cykli życiowych porostów.



Ryc. 3.10.6. Zmiany liczby plech i średniej powierzchni plech, oraz średniego udziału części zdrowych i uszkodzonych porostów w zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY, w latach 2015-2020

Istotnymi problemami prowadzenia monitoringu porostów listkowatych jest trudność w interpretacji zdjęć i klasyfikacji uszkodzeń. Na zdjęciach nekrozy są często trudne do odróżnienia od zanieczyszczeń, chwytników i odwróconych fragmentów plech. Bardzo trudna jest również interpretacja chloroz, szczególnie w przypadku plech *Parmelia sulcata*. W pewnych wypadkach granica pomiędzy nekrozami a chlorozami jest bardzo płynna i stwarza poważne problemy w interpretacji. Innym problemem jest nachodzenie na siebie plech dwóch lub więcej osobników porostów. Wraz z upływającym czasem problemem stały się również porosty, których plecha uległa podziałowi – śledzenie poszczególnych fragmentów w kolejnych latach jest coraz trudniejsze. Czasem listkowate plechy zwijają się, ulegają odwróceniu, co może wpływać na uzyskany wynik pomiarów. W części wypadków od głównej plechy odpadają duże jej fragmenty – co ma często bardzo duży wpływ na pomiar powierzchni porostu, nie ma jednak związku ze stanem zdrowotnym konkretnej plechy.

Do badań liczebności porostów krzaczkowatych posłużyły plechy występujące na sześciu powierzchniach (076, 078, 079, 088, 089 i 091), zlokalizowanych na wysokości 130 cm od ziemi, wokół pni wybranych drzew (górna krawędź powierzchni znajduje się na wysokości 180 cm od ziemi). Badanie polegało na zliczeniu wszystkich porostów o plechach krzaczkowatych, niezależnie od ich wielkości, bez rozróżniania gatunku. Liczba osobników porostów była zróżnicowana - występowało ich od 3 do 112 na jednej powierzchni (Tab. 3.10.5).

W porównaniu do wyników z roku poprzedniego liczba plech spadła na 5 powierzchniach i tylko na jednej wzrosła (Tab. 3.10.5). Na powierzchni 091 spadek był drastyczny - przetrwało tylko 4,8% osobników. Natomiast na powierzchni 076 odnotowano wzrost o 533% w stosunku do roku ubiegłego. Pod względem kategorii liczebności ogólna ocena spadła na dwóch powierzchniach, na jednej wzrosła, natomiast na trzech nie zmieniła się (Tab. 3.10.4).

Tab. 3.10.4. Porównanie zmian kategorii liczebności plech krzaczkowatych, na powierzchniach monitoringowych w zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY

Lp.	Powierzchnia	2015	2016	2017	2018	2019	2020
1	076	4	4	4	4	3	4
2	078	3	4	4	4	4	4
3	079	1	3	2	2	1	1
4	088	2	2	2	2	2	1
5	089	1	3	2	2	2	2
6	091	2	2	2	4	4	2

Ryc. 3.10.5. Plechy porostu Hypogymnia physodes w zlewni badawczej WIGRY, w 2020 roku

Ryc. 3.10.6. Plechy porostu Parmelia sulcata w zlewni badawczej WIGRY, w 2020 roku

Tab. 3.10.5. Porównanie liczby plech krzaczkowatych na powierzchniach monitoringowych w latach 2015- 2020, w Stacji Bazowej WIGRY

Lp.	Stanowisko	Liczba osobników (plech)						Różnica 2019-2020
		2015	2016	2017	2018	2019	2020	
1	076	12	122	162	165	21	112	91
2	078	41	52	133	88	84	69	-15
3	079	2	40	6	7	4	3	-1
4	088	13	20	12	9	8	3	-5
5	089	5	30	11	7	10	7	-3
6	091	13	13	13	280	145	7	-138

3.11. Uszkodzenia drzew i drzewostanów

W 2018 roku dokonano zmiany w realizacji programu, polegającej na zwiększeniu liczby powierzchni pomiarowych do sześciu, wyborze nowych powierzchni (pozostawiono tylko jedną starą powierzchnię) oraz objęciu badaniami po 15 drzew na każdej powierzchni, należących tylko do jednego gatunku – do sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris*. Wszystkie powierzchnie są zlokalizowane na takim samym siedlisku - w ubogim grądzie *Tilio-Carpinetum calamagrostietosum*. Tym samym, z rokiem hydrologicznym 2017, została zakończona realizacja programu K1 na dotychczasowych zasadach i obecne wyniki nie są odnoszone do wyników z lat poprzednich.

Powierzchnia pomiarowa nr 108

Powierzchnia znajduje się w oddziale 87x w Obwodzie Ochronnym Gawarzec, na siedlisku ubogiego grądu *Tilio-Carpinetum calamagrostietosum*. Siedlisko to wytworzyło się na glebach rdzawych brunatnych i piaskach gliniastych. Na skutek prowadzonej przed powstaniem Parku gospodarki leśnej, typowe dla grądu gatunki drzew zastąpiono nasadzeniem sosny, która obecnie stanowi gatunek dominujący w drzewostanie (około 70%). Towarzyszy jej niewielka domieszka świerka, a miejscami również wiązu, brzozy i dębu szypułkowego. W warstwie runa dominują trzcinnik leśny, malina zwyczajna i szczawik zajęczy, a oprócz tego obecne są także: konwalia majowa, naparstnica zwyczajna i przylaszczka pospolita. Stwierdzono tu niecierpka drobnokwiatowego – inwazyjnego gatunku obcego pochodzenia. Martwe drewno stojące występuje w ilości 2 m^3/ha, podobnie jak i leżące - 2 m^3/ha. Nasadzenia sosnowe na siedliskach grądowych charakteryzują się wysokim wskaźnikiem bonitacji – I a.

Na powierzchni przeprowadzono badania drzew z gatunku sosna zwyczajna w wieku 77 lat, o pierśnicy od 28 cm do 44,5 cm (średnia pierśnica drzew wyniosła 37,97 cm). Wyniki badania defoliacji i odbarwienia aparatu asymilacyjnego oraz ilości martwych gałęzi przedstawiono w tabeli 3.11.1.

Tab. 3.11.1. Ocena stopnia uszkodzeń drzew na powierzchni pomiarowej nr 108, w zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY, w roku 2020

Nr drzewa	Pierśnica [cm]	Defoliacja %	Klasa defoliacji	Odbarwienie %	Klasa odbarwienia	Martwe gałęzie - klasa	Klasa uszkodzenia
1	44,5	20,0	1	20,0	1	1	1
2	40,8	20,0	1	15,0	1	1	1
3	28,0	25,0	1	20,0	1	1	1
4	37,5	20,0	1	12,5	1	1	1
5	41,9	15,0	1	17,5	1	1	1
6	36,4	12,5	1	15,0	1	1	1
7	40,0	15,0	1	15,0	1	1	1
8	38,8	20,0	1	15,0	1	1	1
9	35,7	20,0	1	17,5	1	1	1
10	39,3	22,5	1	20,0	1	1	1
11	33,6	17,5	1	15,0	1	1	1
12	41,0	20,0	1	15,0	1	1	1
13	36,0	30,0	2	30,0	2	1	3
14	38,5	20,0	1	15,0	1	1	1
15	37,5	27,5	2	25,0	1	1	2
średnia	38,0	20,3	1,1	17,8	1,1	1,0	1,2
SD	3,9	4,6	0,4	4,6	0,3	0,0	0,6
min	28,0	12,5	1,0	12,5	1	1	1
max	44,5	30,0	2,0	30,0	2	1	3

Z 15 drzew wytypowanych do obserwacji na powierzchni nr 108 nie było drzewa, które by nie posiadało jakiegokolwiek stopnia uszkodzeń. Zdecydowana większość drzew (86,6%) zaliczona została do pierwszej klasy uszkodzeń i tylko po jednym drzewie zaliczono do drugiej (6,7%) i trzeciej (6,7%) klasy.

Powierzchnia pomiarowa nr 052

Powierzchnia znajduje się w oddziale 111j w Obwodzie Ochronnym Gawarzec, na siedlisku ubogiego grądu *Tilio-Carpinetum calamagrostietosum*. Siedlisko to wytworzyło się na glebach brunatnych i piaskach gliniastych. Na skutek prowadzonej przed powstaniem Parku gospodarki leśnej, typowe dla grądu gatunki drzew zastąpiono nasadzeniem sosny, która obecnie stanowi gatunek dominujący (około 60%) w drzewostanie. Towarzyszy jej domieszka świerka w wieku od 62 do 122 lat. W warstwie runa dominują: trzcinnik leśny, malina właściwa i szczawik zajęczy, prócz tego występują również: okrzyn szerokolistny, orlik pospolity, przylaszczka pospolita i widłak jałowcowaty. Stwierdzono tu obecność niecierpka drobnokwiatowego – inwazyjnego gatunku obcego pochodzenia. Martwe drewno stojące występuje w ilości 3 m^3 ha^{-1}, natomiast leżące - 4 m^3 ha^{-1}. Nasadzenia sosnowe na siedliskach grądowych charakteryzują się bardzo wysokim wskaźnikiem bonitacji - I klasy bonitacji, a co za tym idzie dobrymi warunkami życia drzew, skutkującymi ich szybkim wzrostem.

Na powierzchni przeprowadzono badania drzew z gatunku sosna zwyczajna w wieku 122 lat, o pierśnicy od 31 cm do 62 cm (średnia pierśnica drzew wyniosła 45,84 cm). Wyniki badania defoliacji i odbarwienia aparatu asymilacyjnego oraz ilości martwych gałęzi przedstawia tabela 3.11.2.

Tab. 3.11.2. Ocena stopnia uszkodzeń drzew na powierzchni pomiarowej nr 052, w zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY, w roku 2020

Nr drzewa	Pierśnica [cm]	Defoliacja %	Klasa defoliacji	Odbarwienie %	Klasa odbarwienia	Martwe gałęzie - klasa	Klasa uszkodzenia
1	48,0	7,5	0	10,0	0	1	0
2	42,5	32,5	2	30,0	2	1	3
3	52,1	20,0	1	15,0	1	1	1
4	48,7	17,5	1	15,0	1	1	1
5	51,5	37,5	2	27,5	2	1	3
6	43,5	80,0	3	77,5	3	1	3
7	35,7	10,0	0	5,0	0	1	0
8	38,0	12,5	1	15,0	1	1	1
9	46,5	10,0	0	10,0	0	1	0
10	41,3	22,5	1	30,0	2	1	2
11	38,0	20,0	1	27,5	2	1	2
12	62,0	20,0	1	15,0	1	1	1
13	31,0	50,0	2	17,5	1	1	2
14	57,8	25,0	1	12,5	1	1	1
15	51,0	30,0	2	25,0	1	1	2
średnia	45,8	26,3	1,2	22,2	1,2	1,0	1,5
SD	8,4	18,7	0,9	17,2	0,9	0,0	1,1
min	31,0	7,5	0,0	5,0	0,0	1,0	0,0
max	62,0	80,0	3,0	77,5	3,0	1,0	3,0

Z 15 drzew wytypowanych do obserwacji na powierzchni nr 052 trzy (20,0%) mieściły się w zerowej klasie uszkodzeń, pięć (33,3%) w pierwszej klasie uszkodzeń, cztery (26,7%) w drugiej klasie uszkodzeń oraz trzy (20,0%) w trzeciej klasie uszkodzeń.

Powierzchnia pomiarowa nr 109

Powierzchnia znajduje się w oddziale 130a w Obwodzie Ochronnym Gawarzec, na siedlisku ubogiego grądu *Tilio-Carpinetum calamagrostietosum*. Siedlisko to wytworzyło się na glebach brunatnych i piaskach gliniastych. Na skutek prowadzonej przed powstaniem Parku gospodarki leśnej, typowe dla grądu gatunki drzew zastąpiono nasadzeniem sosny, która obecnie stanowi gatunek dominujący (około 60%) w drzewostanie. Towarzyszy jej domieszka świerka pospolitego, brzozy brodawkowatej, dębu szypułkowego i lipy drobnolistnej. W warstwie runa dominują: trzcinnik leśny, malina właściwa i szczawik zajęczy, prócz tego występują również: konwalia majowa, naparstnica zwyczajna i przylaszczka pospolita. Stwierdzono tu obecność niecierpka drobnokwiatowego – inwazyjnego gatunku obcego pochodzenia. Martwe drewno

stojące występuje w ilości 2 m^3 ha^{-1}, natomiast leżące – 3 m^3 ha ha^{-1}. Nasadzenia sosnowe na siedliskach grądowych charakteryzują się wysokim wskaźnikiem bonitacji – I a. Na powierzchni przeprowadzono badania drzew z gatunku sosna zwyczajna w wieku 90 lat, o pierśnicy od 27,7 cm do 50,2 cm (średnia pierśnica drzew wyniosła 39,65 cm). Wyniki badania defoliacji i odbarwienia aparatu asymilacyjnego oraz ilości martwych gałęzi przedstawia tabela 3.11.3.

Tab. 3.11.3. Ocena stopnia uszkodzeń drzew na powierzchni pomiarowej nr 109, w zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY, w roku 2020

Nr drzewa	Pierśnica [cm]	Defoliacja %	Klasa defoliacji	Odbarwienie %	Klasa odbarwienia	Martwe gałęzie - klasa	Klasa uszkodzenia
1	38,7	12,5	1	10,0	0	1	1
2	47,5	10,0	0	12,5	1	1	0
3	34,0	15,0	1	10,0	0	1	1
4	27,7	15,0	1	17,5	1	1	1
5	29,9	12,5	1	17,5	1	1	1
6	50,2	15,0	1	15,0	1	1	1
7	38,3	42,5	2	22,5	1	1	2
8	46,5	17,5	1	15,0	1	1	1
9	37,3	10,0	0	10,0	0	1	0
10	40,7	15,0	1	17,5	1	1	1
11	39,0	15,0	1	17,5	1	1	1
12	42,5	25,0	1	20,0	1	1	1
13	32,7	17,5	1	12,5	1	1	1
14	42,7	12,5	1	10,0	0	1	1
15	47,1	25,0	1	12,5	1	1	1
średnia	39,7	17,3	0,9	14,7	0,7	1,0	0,9
SD	6,7	8,3	0,5	4,0	0,5	0,0	0,5
min	27,7	10,0	0,0	10,0	0,0	1,0	0,0
max	50,2	42,5	2,0	22,5	1,0	1,0	2,0

Z 15 drzew wytypowanych do obserwacji na powierzchni nr 109 dwa (13,3%) mieściły się w zerowej klasie uszkodzeń, dwanaście (80,0%) w pierwszej oraz jedno (6,7%) w drugiej klasie uszkodzeń.

Powierzchnia pomiarowa nr 110

Powierzchnia znajduje się w oddziale 129k w Obwodzie Ochronnym Gawarzec, na siedlisku ubogiego grądu *Tilio-Carpinetum calamagrostietosum*. Siedlisko to wytworzyło się na glebach brunatnych i piaskach gliniastych. Na skutek prowadzonej przed powstaniem Parku gospodarki leśnej, typowe dla grądu gatunki drzew zastąpiono nasadzeniem sosny, która obecnie stanowi gatunek dominujący (około 70%) w drzewostanie. Towarzyszy jej domieszka świerka i brzozy. W warstwie runa dominują: trzcinnik leśny, malina właściwa i szczawik zajęczy, prócz tego występują również przylaszczka pospolita i rzepik szczeciniasty. Stwierdzono tu obecność niecierpka drobnokwiatowego – inwazyjnego gatunku obcego pochodzenia. Martwe drewno stojące występuje w ilości 2 m^3 ha^{-1}, natomiast leżące - 5 m^3 ha^{-1}. Nasadzenia sosnowe na

siedliskach grądowych charakteryzują się wysokim wskaźnikiem bonitacji – I a. Na powierzchni przeprowadzono badania drzew z gatunku sosna zwyczajna w wieku 103 lat, o pierśnicy od 30,4 cm do 47,6 cm (średnia pierśnica drzew wyniosła 40,32 cm). Wyniki badania defoliacji i odbarwienia aparatu asymilacyjnego oraz ilości martwych gałęzi przedstawiono w tabeli 3.11.4.

Tab. 3.11.4. Ocena stopnia uszkodzeń drzew na powierzchni pomiarowej nr 110, w zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY, w roku 2020

Nr drzewa	Pierśnica [cm]	Defoliacja %	Klasa defoliacji	Odbarwienie %	Klasa odbarwienia	Martwe gałęzie - klasa	Klasa uszkodzenia
1	39,8	25,0	1	20,0	1	1	1
2	31,3	15,0	1	30,0	2	1	2
3	39,5	15,0	1	25,0	1	1	1
4	43,5	20,0	1	10,0	0	1	1
5	47,0	17,5	1	17,5	1	1	1
6	33,8	20,0	1	10,0	0	1	1
7	43,5	15,0	1	15,0	1	1	1
8	39,5	17,5	1	10,0	0	1	1
9	42,8	32,5	2	35,0	2	1	3
10	44,0	40,0	2	22,5	1	1	2
11	43,5	17,5	1	20,0	1	1	1
12	30,4	17,5	1	20,0	1	1	1
13	47,6	25,0	1	27,5	2	1	2
14	42,3	30,0	2	12,5	1	1	2
15	36,3	17,5	1	20,0	1	1	1
średnia	40,3	21,7	1,2	19,7	1,0	1,0	1,4
SD	5,29	7,4	0,4	7,6	0,7	0,0	0,6
min	30,4	15,0	1,0	10,0	0,0	1,0	1,0
max	47,6	40,0	2,0	35,0	2,0	1,0	3,0

Z 15 drzew wytypowanych do obserwacji na powierzchni nr 110 dziesięć (66,7%) drzew mieściło się w pierwszej klasie uszkodzeń, cztery drzewa (26,6%) w drugiej klasie, a jedno drzewo (6,7%) w trzeciej klasie uszkodzeń.

Powierzchnia pomiarowa nr 111

Powierzchnia znajduje się w oddziale 85h w Obwodzie Ochronnym Leszczewek, na siedlisku ubogiego grądu *Tilio-Carpinetum calamagrostietosum* postać z *Plagiomnium affine*. Siedlisko to wytworzyło się na glebach rdzawych brunatnych z piaskiem gliniastym. Na skutek prowadzonej przed powstaniem Parku gospodarki leśnej, typowe dla grądu gatunki drzew zastąpiono nasadzeniem sosny (wiek 110 lat), która obecnie stanowi gatunek dominujący w drzewostanie (90%). Towarzyszy jej niewielka domieszka świerka (około 10%) oraz pojedyncze okazy brzozy brodawkowatej i dęby szypułkowe. W warstwie runa, obok trzcinnika leśnego, maliny właściwej i szczawika zajęczego, obecne są również: ciemiężyk białokwiatowy, konwalia majowa, kopytnik pospolity, kruszyna pospolita, lilia złotogłów, naparstnica zwyczajna, okrzyn szerokolistny, orlik pospolity, pierwiosnka lekarska, pierwiosnka wyniosła,

pięciornik biały, przylaszczka pospolita, rzepik szczeciniasty, wawrzynek wilczełyko i zawilec wielkokwiatowy. Stwierdzono tu obecność niecierpka gruczołowatego - gatunek inwazyjny obcego pochodzenia. Martwe drewno stojące występuje w ilości 5 m^3 ha^{-1}, natomiast leżące 4 m^3 ha^{-1}. Nasadzenia sosnowe na siedliskach grądowych charakteryzują się wysokim wskaźnikiem bonitacji – I a.

Na powierzchni przeprowadzono badania wytypowanych drzew z gatunku sosna zwyczajna, o pierśnicy od 35 cm do 65 cm (średnia pierśnica drzew wyniosła 48,15 cm). Wyniki badania defoliacji i odbarwienia aparatu asymilacyjnego oraz ilości martwych gałęzi przedstawiono w tabeli 3.11.5.

Tab. 3.11.5. Ocena stopnia uszkodzeń drzew na powierzchni pomiarowej nr 111, w zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY, w roku 2020

Nr drzewa	Pierśnica [cm]	Defoliacja %	Klasa defoliacji	Odbarwienie %	Klasa odbarwienia	Martwe gałęzie - klasa	Klasa uszkodzenia
1	44,3	15,0	1	12,5	1	1	1
2	48,8	7,5	0	7,5	0	1	0
3	50,4	27,5	2	17,5	1	1	2
4	49,2	15,0	1	17,5	1	1	1
5	45,1	12,5	1	12,5	1	1	1
6	35,0	27,5	2	27,5	2	1	3
7	48,0	37,5	2	30,0	2	1	3
8	42,9	22,5	1	25,0	1	1	1
9	44,8	32,5	2	30,0	2	1	3
10	56,5	17,5	1	12,5	1	1	1
11	54,0	20,0	1	20,0	1	1	1
12	46,0	25,0	1	27,5	2	1	2
13	48,7	95,0	3	100,0	4	2	4
14	43,5	10,0	0	5,0	0	1	0
15	65,0	12,5	1	15,0	1	1	1
średnia	48,15	25,2	1,3	24,0	1,3	1,1	1,6
SD	13,47	21,1	0,8	22,5	1,0	0,3	1,2
min	35,0	7,5	0,0	5,0	0,0	1,0	0,0
max	65,0	95,0	3,0	100,0	4,0	2,0	4,0

Z 15 drzew wytypowanych do obserwacji na powierzchni nr 111 dwa (13,3%) mieściły się w zerowej klasie uszkodzeń, siedem (46,7%) w pierwszej, dwa (13,3%) w drugiej, trzy (20,0%) w trzeciej, a jedno (6,7%) w czwartej klasie uszkodzeń.

Powierzchnia pomiarowa nr 112

Powierzchnia znajduje się w oddziale 109g w Obwodzie Ochronnym Leszczewek, na siedlisku ubogiego grądu *Tilio-Carpinetum calamagrostietosum* postać z *Plagiomnium affine*. Siedlisko to wytworzyło się na glebach rdzawych brunatnych z piaskiem gliniastym lekkim. Na

skutek prowadzonej przed powstaniem Parku gospodarki leśnej, typowe dla grądu gatunki drzew zastąpiono nasadzeniem sosny (wiek 110 lat), która obecnie stanowi gatunek dominujący w drzewostanie (90%). Towarzyszy jej niewielka domieszka świerka (około 10%) oraz pojedyncze dęby szypułkowe, klony pospolite i graby. W warstwie runa, obok trzcinnika leśnego, maliny właściwej i szczawika zajęczego, obecna również przylaszczka pospolita, tworząca spore płaty. Martwe drewno stojące występuje w ilości 6 m^3 ha^{-1}, natomiast leżące 4 m^3 ha^{-1}. Nasadzenia sosnowe na siedliskach grądowych charakteryzują się wysokim wskaźnikiem bonitacji – I a. Na powierzchni przeprowadzono badania wytypowanych drzew z gatunku sosna zwyczajna, o pierśnicy od 28,5 cm do 46,7 cm (średnia pierśnica drzew wyniosła 39,11 cm). Wyniki badania defoliacji i odbarwienia aparatu asymilacyjnego oraz ilości martwych gałęzi przedstawiono w tabeli 3.11.6.

Tab. 3.11.6. Ocena stopnia uszkodzeń drzew na powierzchni pomiarowej nr 112, w zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY, w roku 2020

Nr drzewa	Pierśnica [cm]	Defoliacja %	Klasa defoliacji	Odbarwienie %	Klasa odbarwienia	Martwe gałęzie - klasa	Klasa uszkodzenia
1	36,6	5,0	0	5,0	0	1	0
2	38,2	5,0	0	5,0	0	1	0
3	36	15,0	1	10,0	0	1	1
4	38,5	5,0	0	5,0	0	1	0
5	34,8	5,0	0	5,0	0	1	0
6	43,2	5,0	0	5,0	0	1	0
7	45	12,5	1	10,0	0	1	1
8	44,3	10,0	0	5,0	0	1	0
9	28,5	7,5	0	7,5	0	1	0
10	41,5	12,5	1	15,0	1	1	1
11	32,7	12,5	1	15,0	1	1	1
12	35,4	10,0	0	15,0	1	1	0
13	41,5	17,5	1	15,0	1	1	1
14	43,8	7,5	1	7,5	0	1	1
15	46,7	5,0	0	5,0	0	1	0
średnia	39,11	9,0	0,4	8,7	0,3	1,0	0,4
SD	5,16	4,2	0,5	4,3	0,5	0,0	0,5
min	28,50	5,0	0,0	5,0	0,0	1,0	0,0
max	46,70	17,5	1,0	15,0	1,0	1,0	1,0

Z 15 drzew wytypowanych do obserwacji na powierzchni nr 112 dziewięć drzew (60%) mieściło się w zerowej klasie uszkodzeń, a sześć (40%) w pierwszej klasie uszkodzeń.

3.12. Monitoring gatunków inwazyjnych obcego pochodzenia – rośliny

W 2020 roku, w ramach programu dotyczącego inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia, był realizowany zarówno monitoring ogólny - na terenie całej zlewni badawczej,

jak i monitoring szczegółowy - na 6 stałych stanowiskach (powierzchniach 10 x 10 m, na których wyznaczono po 5 powierzchni próbnych 1 x 1 m).

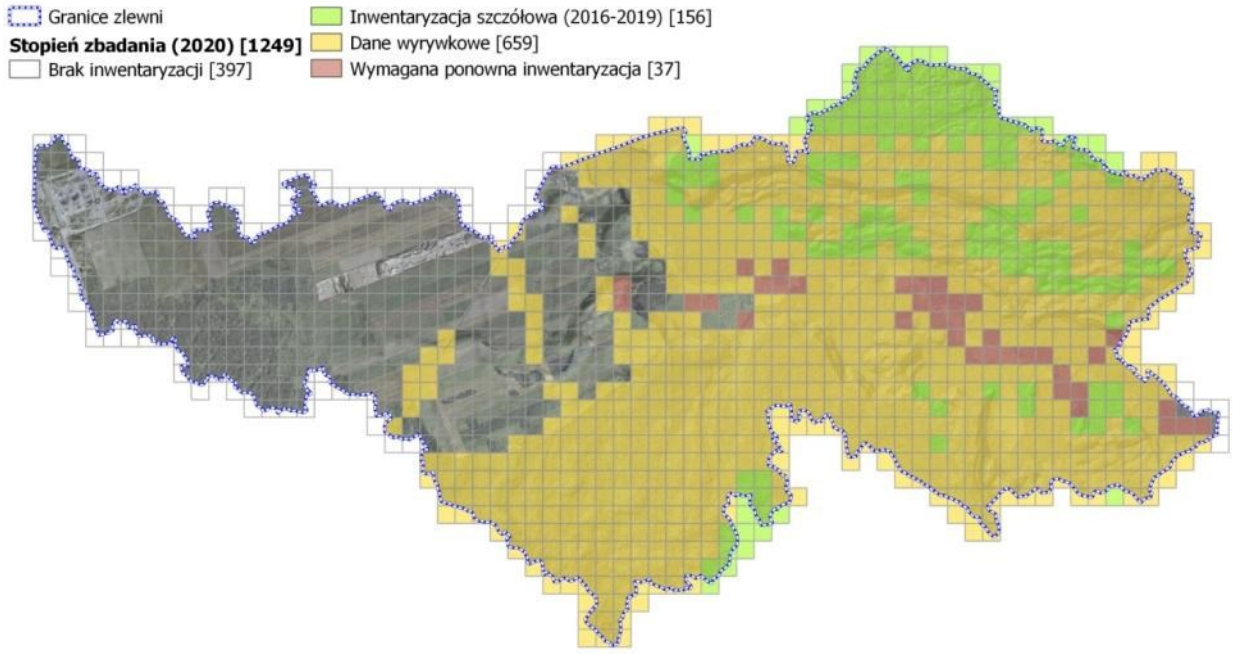
Wyniki monitoringu ogólnego - lokalizacja stanowiska z podaniem gatunku rośliny inwazyjnej, zostały naniesione na mapę zlewni pokrytą siatką MGRS (Military Grid Reference System) 100 x 100 m (łącznie 1249 kwadratów), opartej na układzie UTM (Universal Transverse Mercator). Wyróżniano 3 kategorie stopnia zbadania każdego kwadratu:

- **Inwentaryzacja szczegółowa** - dany kwadrat był wielokrotnie penetrowany - poszukiwaniami pokryto całą jego powierzchnię. Zagęszczenie przejść zależało od konfiguracji terenu, stopnia widoczności (krzewy i runo), siedliska. Aby dany kwadrat uzyskał status "Bez gatunków inwazyjnych" musiał zostać poddany szczegółowej inwentaryzacji.
- **Dane wyrywkowe** - kwadrat nie był pokryty poszukiwaniami na całej powierzchni, a dane pochodzą z jednokrotnego lub dwukrotnego przejścia. W przypadku nie odnalezienia gatunków inwazyjnych status kwadratu nie uzyskiwał klasy "Brak gatunków inwazyjnych" lecz "Brak danych" lub "Prawdopodobnie bez gatunków inwazyjnych".
- **Brak danych** - w danym kwadracie nie prowadzono poszukiwań lub było zbyt słabe pokrycie powierzchni poszukiwaniami.
- **Wymagana powtórna inwentaryzacja** - ze względu na dużą dynamikę rozprzestrzeniania się niektórych gatunków (głównie *Impatiens glandulifera* i *Impatiens parviflora*) wprowadzono tę kategorię jako dodatkową. Jeżeli informacja o braku danego gatunku w wybranym kwadracie jest zbyt stara, konieczne jest ponowne przeprowadzenie inwentaryzacji. Dotyczy to głównie kwadratów obejmujących koryto Czarnej Hańczy oraz miejsc, w których gatunki inwazyjne były usuwane. Ponowna inwentaryzacja może być również wymagana w przypadku, gdy w przyległych kwadratach pojawiły się wcześniej nie odnotowywane tam gatunki inwazyjne.

Do monitoringu szczegółowego wybrano jeden gatunek rośliny inwazyjnej obcego pochodzenia - niecierpka drobnokwiatowego *Impatiens parviflora*. Jest to gatunek jednoroczny, dorastający zazwyczaj do 0,5 m wysokości. Najliczniej pojawia się w zacienionych lasach liściastych - głównie w grądach i łęgach. Występuje również w lasach mieszanych, wkracza do zbiorowisk szuwarowych, ziołoroślowych, a nawet na obrzeża pól uprawnych. Jego okazy stwierdzono nawet w płatach borealnej świerczyny bagiennej. Może być konkurencyjny dla jednorocznych gatunków runa leśnego, zwłaszcza w miejscach, gdzie tworzy zwarte płaty. Wytypowano w terenie 4 stanowiska z niecierpkiem drobnokwiatowym oraz 2 stanowiska, na których gatunku tego jeszcze nie ma, ale potencjalnie może występować. Wszystkie powierzchnie zostały trwale oznakowane w terenie i naniesione na mapę zlewni badawczej.

Monitoring gatunków inwazyjnych obcego pochodzenia – inwentaryzacja ogólna

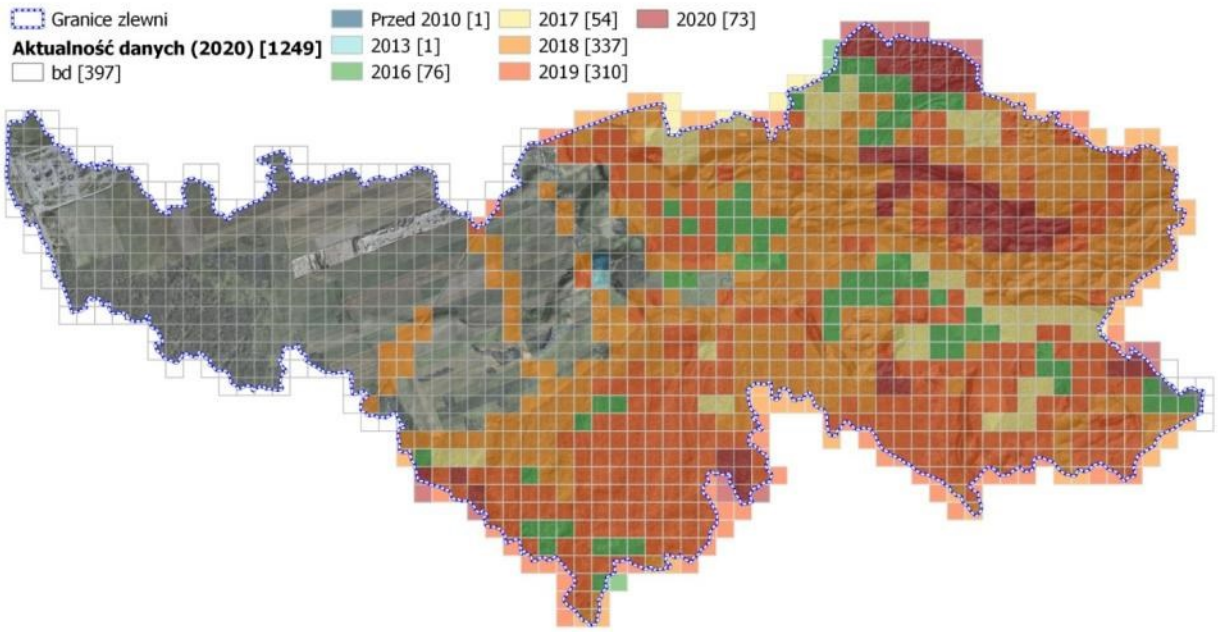
W 2020 roku kontynuowano inwentaryzację rozpoczętą w 2016 roku. Do 2020 roku, szczegółową inwentaryzacją objęto 156 kwadratów, natomiast z 659 kwadratów istnieją mniej dokładne dane. Ze względu na specyfikę siedliskową oraz dynamikę rozprzestrzenienia się inwazyjnego gatunku, jakim jest niecierpek gruczołowaty, przynajmniej 37 kwadratów zlokalizowanych wzdłuż koryta Czarnej Hańczy wymaga ponownej inwentaryzacji. Stopień zbadania zlewni, uwzględniając różną szczegółowość prac, przedstawia rycina 3.12.1.



Ryc. 3.14.1. Obszar zlewni badawczej WIGRY z siatką MGRS i zaznaczonymi kwadratami objętymi badaniami w latach 2016-2020 roku

W roku 2020 pozyskano dane z 73 kwadratów (Ryc. 3.12.2). Tylko 3 kwadraty nie były wcześniej penetrowane. We wszystkich pozostałych 70 kwadratach zaktualizowano tylko informacje pozyskane we wcześniejszych latach inwentaryzacji.

Obecność gatunków inwazyjnych stwierdzono w 686 kwadratach. W 33 kwadratach, stwierdzono ich brak, a w kolejnych 133 prawdopodobnie również nie występują, jednak ze względu na mniej szczegółową penetrację nie można mieć co do tego absolutnej pewności. Z 397 kwadratów zlokalizowanych głównie poza granicami WPN, na gruntach prywatnych i na terenie Nadleśnictwa Suwałki, brak jest choćby wyrywkowych informacji o gatunkach inwazyjnych.



Ryc. 3.14.2. Postęp penetracji zlewni badawczej WIGRY pod kątem obecności gatunków obcego pochodzenia

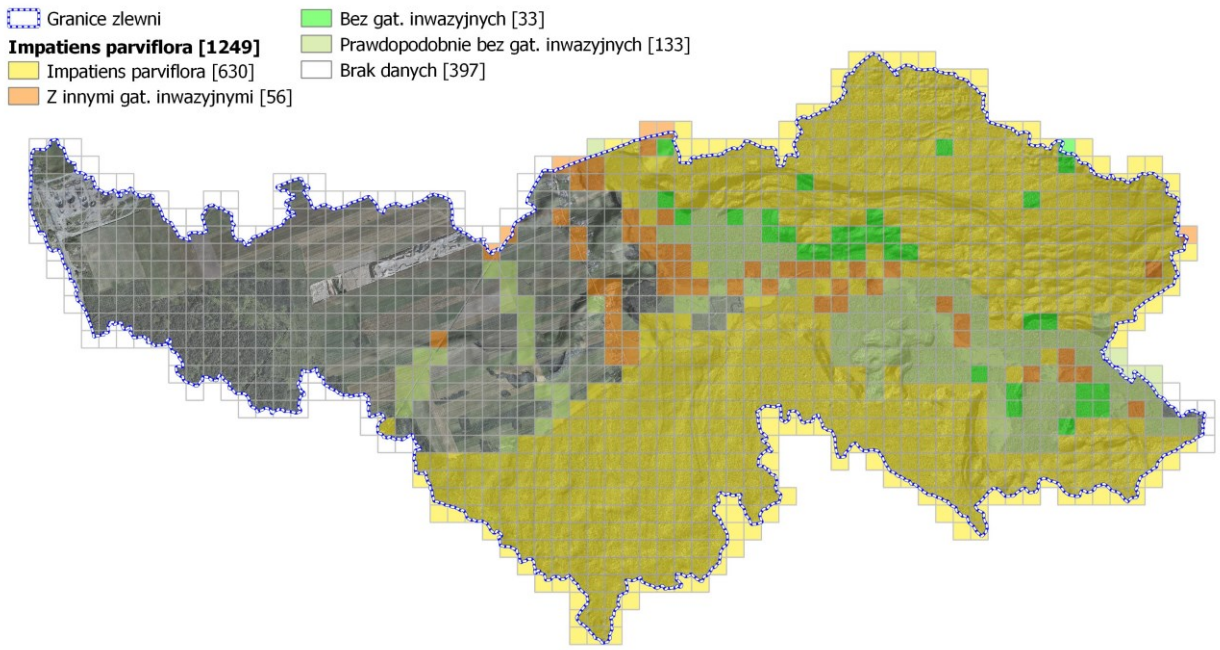
Liczba stwierdzonych na terenie zlewni badawczej gatunków inwazyjnych nie zmieniła się i nadal wynosi 14 (Tab. 3.12.1).

Tab. 3.12.1. Obce gatunki roślin stwierdzone na terenie zlewni badawczej WIGRY w roku 2020 (za stanowisko przyjęto pojedynczy kwadrat MGRS)

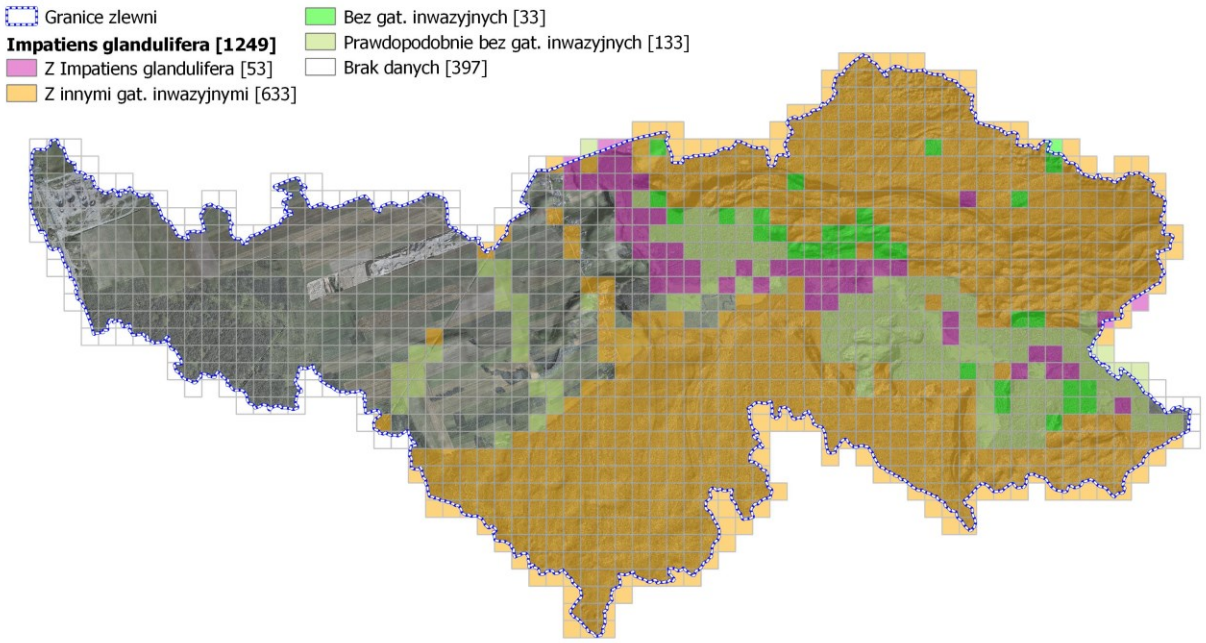
Lp.	Nazwa łacińska	Nazwa polska	Liczba stanowisk	Forma życiowa	Status
1	*Impatiens parviflora*	niecierpek drobnokwiatowy	630	roślina roczna	inwazyjny w skali kraju kat. IV
2	*Impatiens glandulifera*	niecierpek gruczołowaty	53	roślina roczna	inwazyjny w skali kraju, kat. IV
3	*Quercus rubra*	dąb czerwony	18	drzewo	inwazyjny w skali kraju, kat. IV
4	*Lupinus polyphyllus*	łubin trwały	8	bylina	inwazyjny w skali kraju, kat. III
5	*Parthenocissus inserta*	winobluszcz zaroślowy	8	pnącze	inwazyjny w skali regionu, kat. II
6	*Padus serotina*	czeremcha amerykańska	15	krzew	inwazyjny w skali kraju, kat. IV
7	*Solidago canadensis*	nawłoć kanadyjska	5	bylina	inwazyjny w skali kraju, kat. IV
8	*Solidago gigantea*	nawłoć późna	5	bylina	inwazyjny w skali kraju, kat. IV
9	*Rhus typhina*	sumak octowiec	4	drzewo	inwazyjny regionalnie, kat. II
10	*Acer negundo*	klon jesionolistny	4	drzewo	inwazyjny w skali kraju, kat. IV
11	*Rosa rugosa*	róża pomarszczona	2	krzew	inwazyjny w skali regionu, kat. IV
12	*Echinocistis lobata*	kolczurka klapowana	4	roślina roczna	inwazyjny w skali kraju, kat. IV
13	*Helianthus tuberosus*	słonecznik bulwiasty	1	bylina	inwazyjny w skali kraju, kat. II

14	*Reynoutria japonica*	rdestowiec ostrokończysty	1	bylina	inwazyjny w skali kraju, kat. IV

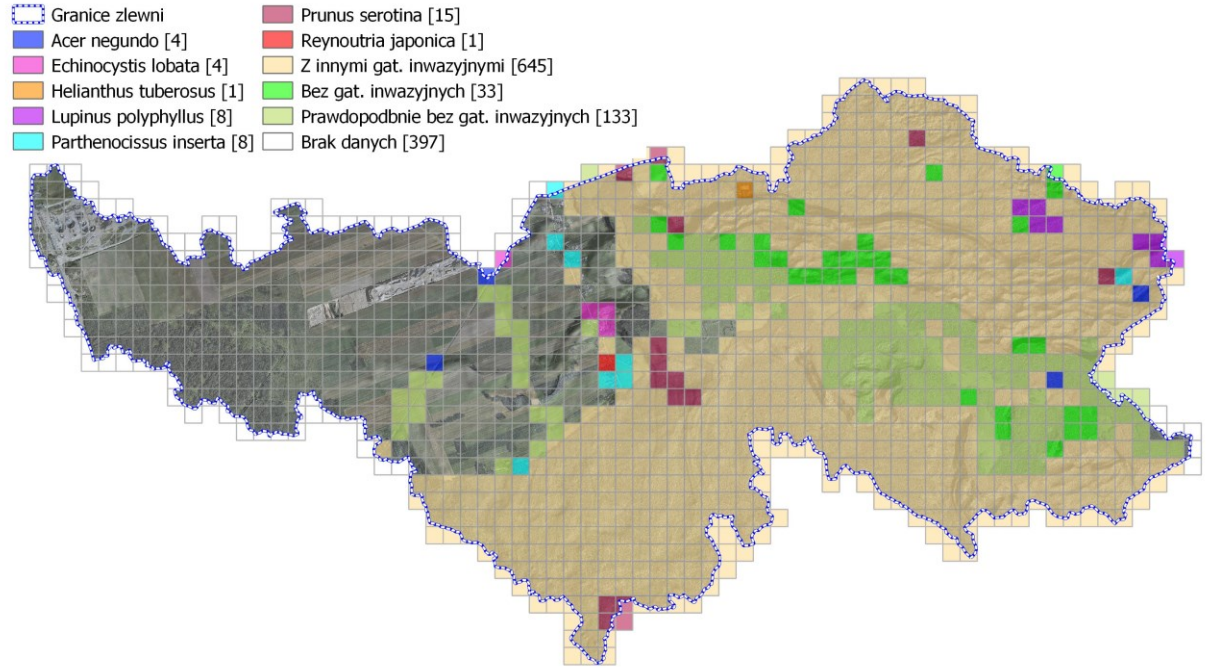
Największym rozprzestrzenieniem charakteryzuje się niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora*, który został stwierdzony w 630 kwadratach (Ryc. 3.12.3) oraz niecierpek gruczołowaty Impatiens glandulifera stwierdzony w 53 kwadratach (Ryc. 3.12.4). Ten ostatni gatunek charakteryzuje się dużą dynamiką rozprzestrzeniania. Do 2015 roku notowany był w 102 kwadratach. W czasie intensywnego zwalczania jego rozprzestrzenienie ograniczono do 17 kwadratów w 2016 roku. W 2018 roku został już stwierdzony w 44 kwadratach, z czego dwa z nich położone były na gruncie mineralnym, poza obszarem doliny Czarnej Hańczy, stanowiącej główny obszar rozprzestrzeniania się tego gatunku. W 2019 gatunek ten, został stwierdzony już w 53 kwadratach, przy czym jeden z nich jest znacznie oddalony od doliny rzecznej, na szczycie skarpy schodzącej w stronę rzeki. To stanowisko najprawdopodobniej ma charakter antropogeniczny – nasiona niecierpka gruczołowatego musiały zostać zawleczone w czasie prac związanych z rekonstrukcjami drzewostanów. Jego rozprzestrzenienie może być jednak większe. W 2020 roku nie udało się spenetrować całej doliny rzecznej. Odnalezienie części stanowisk wymagało by spłynięcia korytem rzeki w celu sprawdzenia jej brzegów – nie są one dostępne od strony lądu.



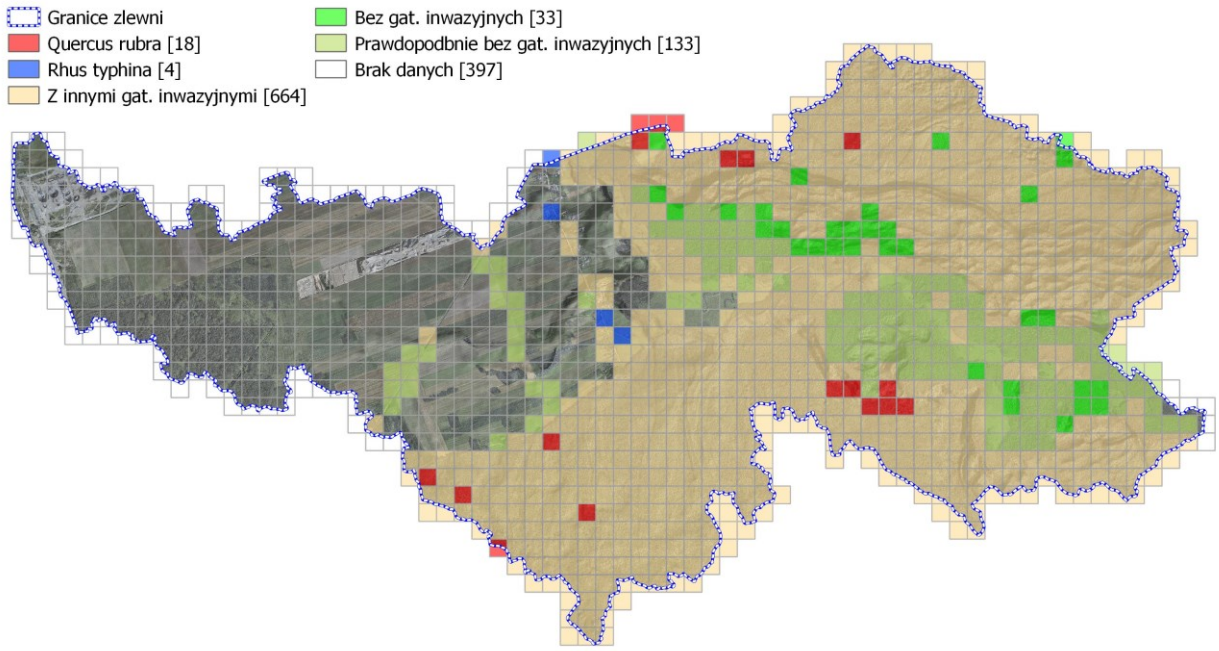
Ryc. 3.12.3. Występowanie Impatiens parviflora w zlewni badawczej WIGRY do 2020 roku



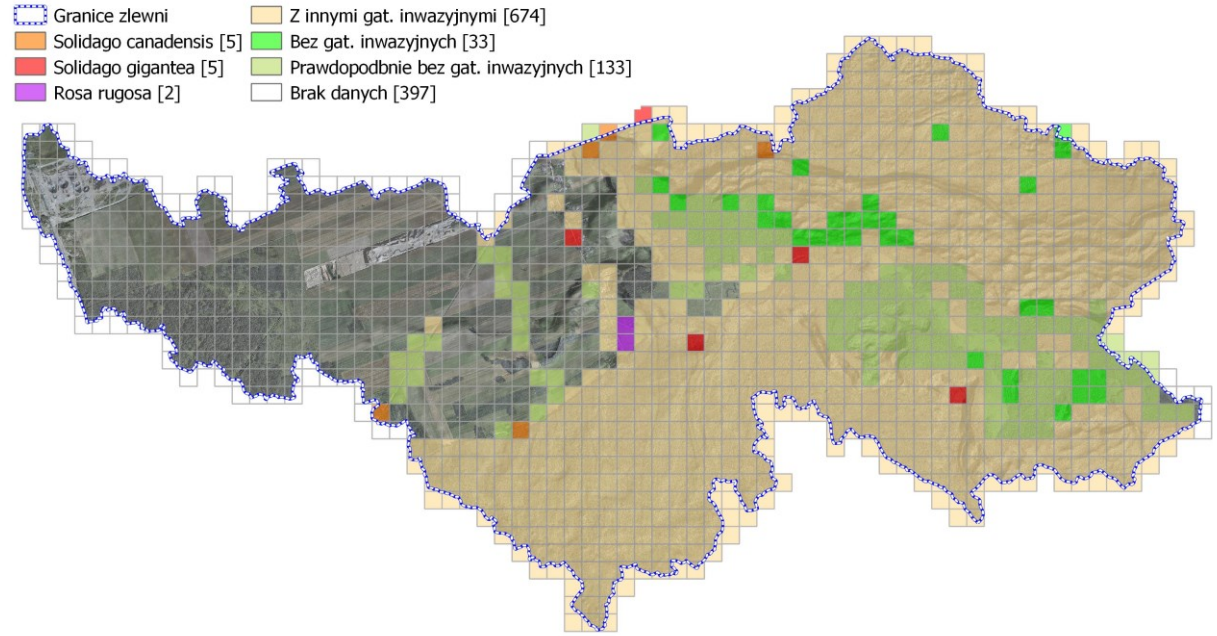
Ryc. 3.12.4. Występowanie Impatiens glandulifera w zlewni badawczej WIGRY do 2020 roku



Ryc. 3.12.5. Stanowiska Acer negundo, Echinocystis lobata, Helianthus tuberosus, Lupinus polyphyllus, Parthenocissus inserta, Prunus serotina i Reynortia japonica w zlewni badawczej WIGRY



Ryc. 3.12.6. Stanowiska Quercus rubra oraz Rhus typhina w zlewni badawczej WIGRY

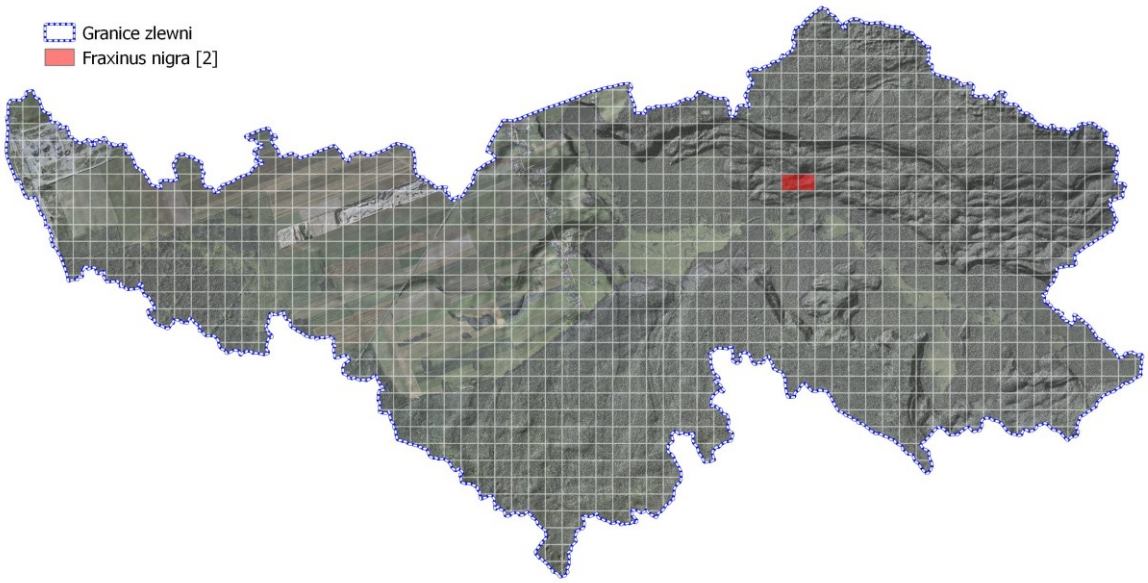


Ryc. 3.12.7. Stanowiska Solidago canadensis,Solidago gigantea i Rosa rugosa w zlewni badawczej WIGRY

Wszystkie stwierdzone w 2020 roku gatunki roślin obcego pochodzenia są kenofitami - znalazły się na danym terenie i trwale zadomowiły po XV w. Poza trzema gatunkami -sumakiem octowcem *Rhus typhina*, winobluszczem zaroślowym *Parthenocissus inserta* i różą pomarszczoną *Rosa rugosa*, pozostałe występują w skali całego kraju, na bardzo wielu stanowiskach, bardzo licznie i nadal zwiększają liczbę stanowisk lub zajmowany obszar – są

zaliczane do gatunków inwazyjnych w skali całego kraju. Sumak octowiec, winobluszcz zaroślowy i róża pomarszczona są gatunkami inwazyjnym w skali regionalnej. Wszystkie stwierdzone gatunki roślin obcego pochodzenia stanowią lub mogą stanowić duże zagrożenie dla rodzimej flory zlewni, jak i całego Wigierskiego Parku Narodowego. Na razie, na terenie zlewni badawczej na stanowiskach zlokalizowanych w ekosystemach leśnych, z dala od siedzib ludzkich, stwierdzono obecność 8 gatunków inwazyjnych: niecierpka drobnokwiatowego *Impatens parviflora*, niecierpka gruczołowatego *Impatiens glandulifera*, klonu jesionolistnego *Acer negundo*, słonecznika bulwiastego *Helianthus tuberosus*, łubinu trwałego *Lupinus pylyphyllus*, czeremchy późnej *Prunus serotina*, dębu czerwonego *Quercus rubra* i nawłoci późnej *Solidago gigantea*. Słonecznik bulwiasty i łubin trwały nie wykazują tendencji do rozprzestrzenienia się. Natomiast niepokojące jest pojawianie się kęp nawłoci późnej w głębi obszarów leśnych (w tym w olsie w dolinie Czarnej Hańczy). Nawłoć kanadyjska *Solidago canadensis* na razie nie wykazuje tendencji do wnikania w głąb lasów, utrzymując się wyłącznie na terenach silniej przekształconych przez człowieka – na ugorach i wzdłuż dróg. Pozostałe 5 gatunków występuje wyłącznie na stanowiskach zlokalizowanych w pobliżu siedzib ludzkich (Ryc. 3.12.4, 3.12.5 i 3.12.6).

Zaobserwować można rozprzestrzenianie się na obszarze zlewni badawczej innych gatunków obcych, nie posiadających jednak statusu gatunku inwazyjnego. Największą dynamikę ekspansji wykazuje żółtlica owłosiona *Galinsoga ciliata*. W 2020 roku stwierdzona została w 19 kwadratach, jednak jej rozprzestrzenienie jest większe i związane głównie z intensywnymi pracami leśnymi – opanowuje ona miejsca objęte przebudowami drzewostanów oraz drogi dojazdowe. W czterech kwadratach stwierdzono obecność marzymięty grzebieniastej *Elsholtzia cristata*, przy czym osiąga ona w nich dość dużą liczebność, utrzymując się wyłącznie w pobliżu dróg leśnych oraz miejsc objętych intensywnymi pracami związanymi z rekonstrukcjami drzewostanów. W 2020 roku potwierdzono również dwa stanowiska miechunki rozdętej *Physalis alkekengi*. W przeszłości gatunek ten występował wyłącznie w przydomowych ogrodach. Obydwa stanowiska odnalezione w 2019 roku zlokalizowane były na terenach leśnych. W 2020 roku owocowanie tego gatunku stwierdzono na obydwu znanych stanowiskach, pomimo prób usuwania egzemplarzy znalezionych w 2019 r. Odnaleziono również stanowisko, obejmujące 2 kwadraty (6 egzemplarzy), północnoamerykańskiego gatunku jesionu czarnego *Fraxinus nigra*. Jego pochodzenie jest nieznane. Gatunek ten jest bardzo rzadko uprawiany w Polsce. Stanowisko zlokalizowane jest przy drodze leśnej.



Ryc. 3.12.8. Stanowiska Fraxinus nigra w zlewni badawczej WIGRY

Monitoring szczegółowy (powierzchnie stałe)

Na powierzchniach próbnych 1 x 1 m, w obrębie 6 stanowisk 10 x 10 m, zliczono pędy niecierpka drobnokwiatowego, rozróżniając pędy generatywne i wegetatywne. Szczegółowe wyniki przeprowadzonych badań przedstawia tabela 3.12.2.

Tab. 3.12.2. Liczba pędów niecierpka drobnokwiatowego Impatiens parviflora na powierzchniach próbnych (1 x 1 m) w obrębie poszczególnych stanowisk badawczych, w roku 2020 (G - pędy generatywne, W - pędy wegetatywne)

Powierzchna próbna		Stanowisko						Razem
		094	095	096	097	098	099	
1	G	14	0	0	25	0	15	**54**
	W	0	0	0	1	0	0	**1**
2	G	33	0	0	4	0	35	**72**
	W	1	0	0	0	0	0	**1**
3	G	4	0	0	7	0	12	**23**
	W	0	0	0	1	0	0	**1**
4	G	6	0	0	38	0	32	**76**
	W	0	0	0	1	0	2	**3**
5	G	3	0	0	12	1	38	**54**
	W	1	2	0	2	0	1	**6**
Razem		**62**	**2**	**0**	**91**	**1**	**135**	**291**

Stanowisko 094

Na powierzchniach próbnych (1 x 1 m) stwierdzono *Impatiens parviflora* (G - pęd generatywny, W - pęd wegetatywny K1-K5 kwadraty 1 x 1 m):

094	G/W	2016	2018	2020
K1	G	7	42	14
	W	0	0	0
K2	G	14	21	33

094	G/W	2016	2018	2020
	W	0	0	1
K3	G	4	41	4
	W	0	1	0
K4	G	27	59	6
	W	0	0	0
K5	G	2	22	3
	W	0	0	1
Razem	G	54	185	60
	W	0	1	2
	G+W	54	186	62
Zagęszczenie	G+W	10,8	37,2	12,4

W porównaniu do roku 2018 nastąpił spadek liczby pędów niecierpka drobnokwiatowego ze 186 do 62. Średnie zagęszczenie niecierpka na powierzchniach próbnych spadło z 37,2 osobnika/1 m^2 do 12,4 osobnika/1 m^2. W roku 2020 zagęszczenie niecierpka drobnokwiatowego na powierzchni było zbliżone do roku 2016.

Stanowisko 095

Na powierzchniach próbnych nie stwierdzono *Impatiens parviflora*, ale na powierzchni nr 5 stwierdzono ponownie dwie siewki dębu czerwonego *Quercus rubra.* Pomimo usuwania okazów tego gatunku pojawiają się wciąż nowe siewki.

Stanowisko 096

Na powierzchniach próbnych, tak jak i na całym stanowisku, nie stwierdzono występowania gatunków inwazyjnych obcego pochodzenia.

Stanowisko 097

Na powierzchniach próbnych (1 x 1 m) stwierdzono *Impatiens parviflora* (G - pęd)

097	G/W	2016	2018	2020
K1	G	6	91	25
	W	0	1	1
K2	G	2	20	4
	W	0	0	0
K3	G	4	8	7
	W	0	0	1
K4	G	2	63	38
	W	0	0	1
K5	G	5	64	12
	W	0	0	2
Razem	G	19	246	86
	W	0	1	5
	G+W	19	247	91
Zagęszczenie	G+W	3,8	49,4	18,2

Podobnie, jak na powierzchni 094, w stosunku do roku 2018 nastąpił znaczny spadek liczby okazów niecierpka drobnokwiatowego, jednak był on znacznie wyższy niż w roku 2016.

Stanowisko 098

Na powierzchniach próbnych (1 x 1 m) stwierdzono *Impatiens parviflora* (G - pęd generatywny, W - pęd wegetatywny):

098	G/W	2016	2018	2020
K1	G	3	1	0
	W	0	0	0
K2	G	4	0	0
	W	0	0	0
K3	G	1	0	0
	W	0	0	0
K4	G	0	0	0
	W	0	0	0
K5	G	4	0	1
	W	0	0	0
Razem	G	12	1	1
	W	0	0	0
	G+W	12	1	1
Zagęszczenie	G+W	2,4	0,2	0,2

W porównaniu do roku 2018 nie nastąpiła zmiana w liczbie okazów niecierpka drobnokwiatowego.

Stanowisko 099

Na powierzchniach próbnych (1 x 1 m) stwierdzono *Impatiens parviflora* (G pęd generatywny, W - pęd wegetatywny):

099	G/W	2016	2018	2020
K1	G	5	47	15
	W	0	0	0
K2	G	7	58	35
	W	0	3	0
K3	G	7	65	12
	W	0	0	0
K4	G	7	83	32
	W	0	1	2
K5	G	20	119	38
	W	0	0	1
Razem	G	46	372	132
	W	0	4	3
	G+W	46	376	135
Zagęszczenie	G+W	9,2	75,2	27

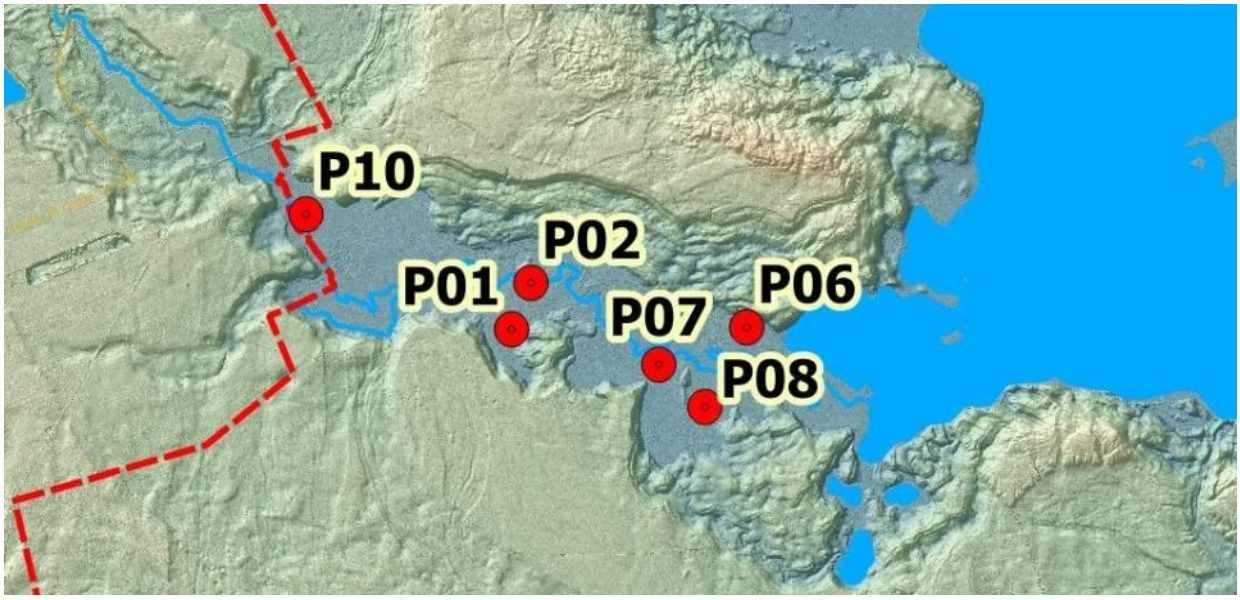
W porównaniu do roku wcześniejszych badań (rok 2018) nastąpił prawie 3 krotny spadek liczby pędów niecierpka drobnokwiatowego, jednak był on wyższy niż w roku 2016.

Na trzech powierzchniach z obecnym niecierpkiem drobnokwiatowym (094, 096, 099) wyróżnia się rok 2018. Odznacza się on drastycznie większymi zagęszczeniami niecierpka drobnokwiatowego, w stosunku do roku 2016 i 2020. Tylko na powierzchni 098 w 2018 roku nastąpił spadek zagęszczenia tego gatunku i utrzymał się on w 2020 roku. Zmiany zagęszczeń można wiązać z warunkami meteorologicznymi i warunkami mikroklimatycznymi powierzchni.

Wzrost liczby pędów niecierpka drobnokwiatowego w 2018 roku na powierzchniach 094, 096 i 099 wiązał się z redukcją ich rozmiarów. Rośliny były bardzo małe, jednak było ich więcej. Ten efekt był spowodowany prawdopodobnie suszą panującą w 2018 roku. Wszystkie te trzy powierzchnie zlokalizowane są w starszych drzewostanach o większym ocienieniu runa, co w warunkach panującej suszy mogła sprzyjać utrzymaniu wilgoci i mniejszemu nagrzewaniu się podłoża. Obserwacje terenowe wskazują, że niecierpki drobnokwiatowe źle znoszą suszę i duże nasłonecznienie. Powierzchnia 098 zlokalizowana jest w bardzo przerzedzonym, młodym drzewostanie dębowym. Miejsce to jest silnie nasłonecznione, suche i ulega intensywnemu nagrzewaniu w słoneczne dni. Takie warunki, mogły wpłynąć na redukcję ilości okazów niecierpka drobnokwiatowego w 2018 roku i utrzymanie się tego stano w kolejnych latach.

4. Programy specjalistyczne ZMŚP w Stacji Bazowej WIGRY w 2020 roku

Stacja Bazowa WIGRY realizuje jeden program specjalistyczny: „Monitoring zmian poziomu wód gruntowych w podmokłych ekosystemach leśnych". Program ten został wprowadzony w celu oceny zmian poziomu wód gruntowych na podmokłych siedliskach leśnych - w sosnowo-brzozowym lesie bagiennym *Thelypteridi-Betuletum pubescentis*, sosnowym borze bagiennym *Vaccinio uliginosi-Pinetum*, świerczynie bagiennej *Sphagno girgensohnii-Piceetum* oraz olsie porzeczkowym *Ribo nigri-Alnetum*. Wybrane siedliska leśne są zlokalizowane na terenie zlewni badawczej WIGRY (Ryc. 4.1, tab. 4.1). W siedliskach tych wytypowano stanowiska monitoringowe, które wyposażono w piezometry z ceramicznymi czujnikami ciśnienia i rejestratorami zmian poziomu wody i temperatury.



Ryc. 4.1. Lokalizacja stanowisk badawczych wyposażonych w piezometry, w ramach realizacji programu specjalistycznego na Stacji Bazowej WIGRY

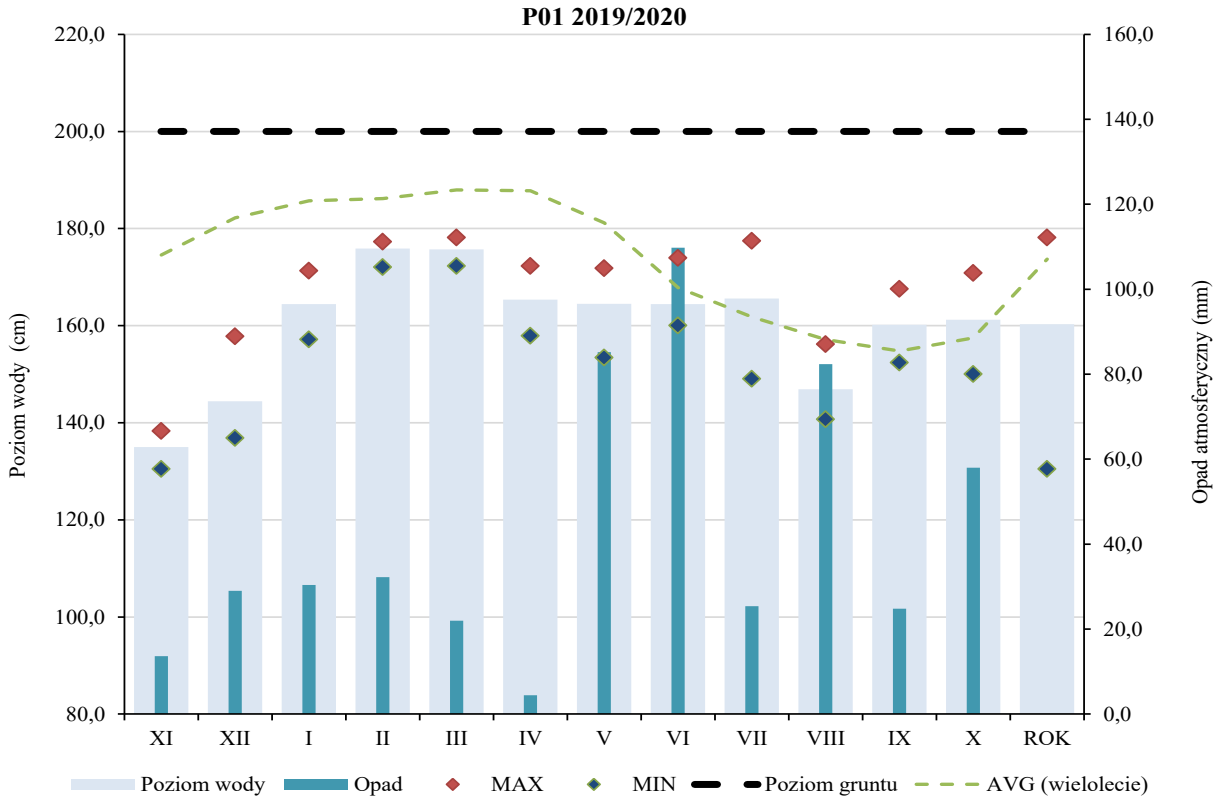
Tab. 4.1. Lokalizacja stanowisk monitoringowych funkcjonujących w ramach programu

"Monitoring zmian poziomu wód gruntowych w podmokłych ekosystemach leśnych"

Siedlisko leśne		Nr oddziału	Piezometr
Bór bagienny	*Vaccinio uliginosi-Pinetum*	111 f	P01
Świerczyna bagienna	*Sphagno girgensohnii-Piceetum*	111 a	P02
Świerczyna bagienna	*Sphagno girgensohnii-Piceetum*	121 b	P06
Ols porzeczkowy	*Ribo nigri-Alnetum*	122 i	P07
Ols porzeczkowy	*Ribo nigri-Alnetum*	86 g	P10
Sosnowo-brzozowy las bagienny	*Thelypteridi-Betuletum pubescentis*	129 d	P08

Bór bagienny *Vaccinio uliginosi-Pinetum*

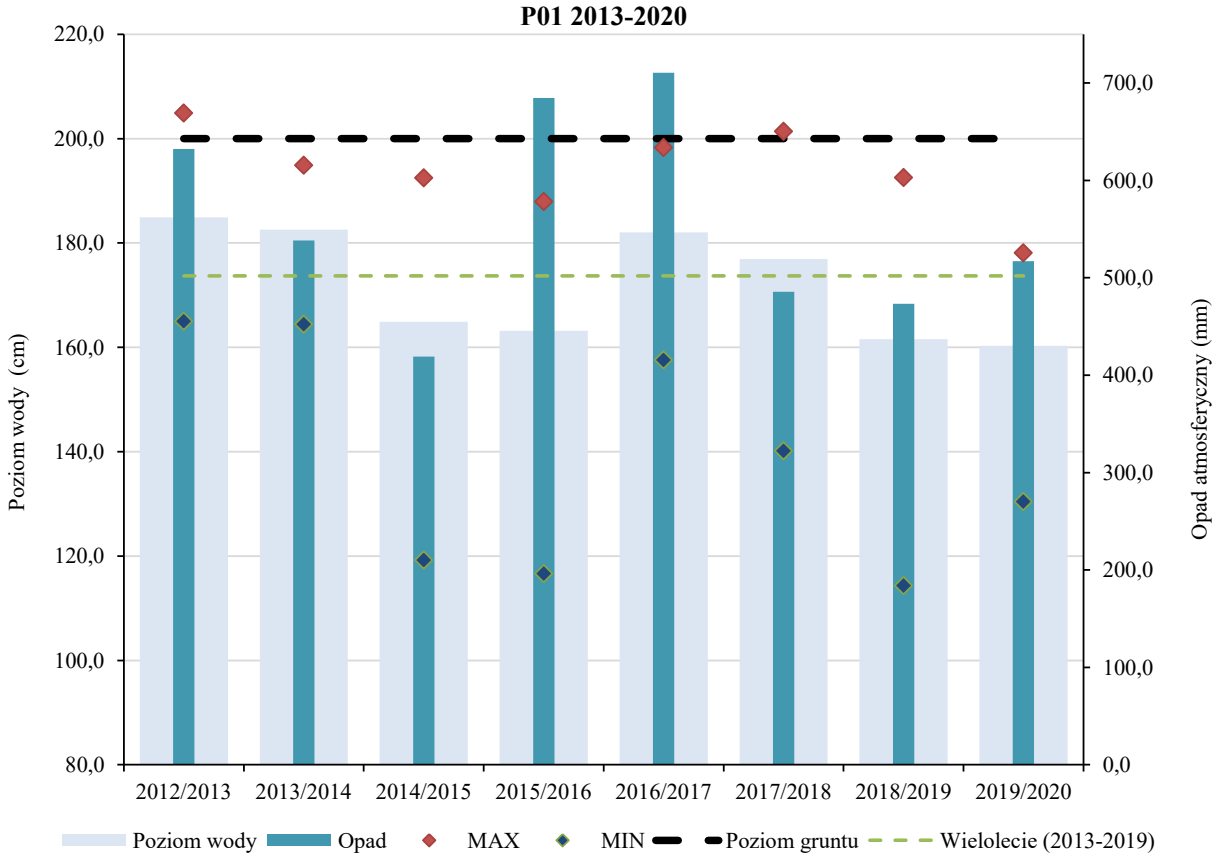
W borze bagiennym został zainstalowany jeden piezometr w środkowej części płaskodennej doliny Czarnej Hańczy, na jej południowym brzegu, około 283 metry od koryta Czarnej Hańczy (Ryc. 4.1). Najniższy średni miesięczny poziom wody odnotowano w listopadzie - 135 cm, natomiast najwyższy w lutym - 175,9 cm (Ryc. 4.2).



Ryc. 4.2. Zmiany poziomu wody w piezometrze w borze bagiennym (P01), w roku hydrologicznym 2020, na tle wielkości opadów atmosferycznych i średnich poziomów wody z wielolecia 2013-2019

Różnica pomiędzy najwyższym a najniższym średnim poziomem wynosiła 40,9 cm. Najwyższy, chwilowy poziom wody zarejestrowany został w marcu (178,1 cm) natomiast najniższy w listopadzie (130,4). Zakres zmian poziomu wody wynosił 47,7 cm. Największe

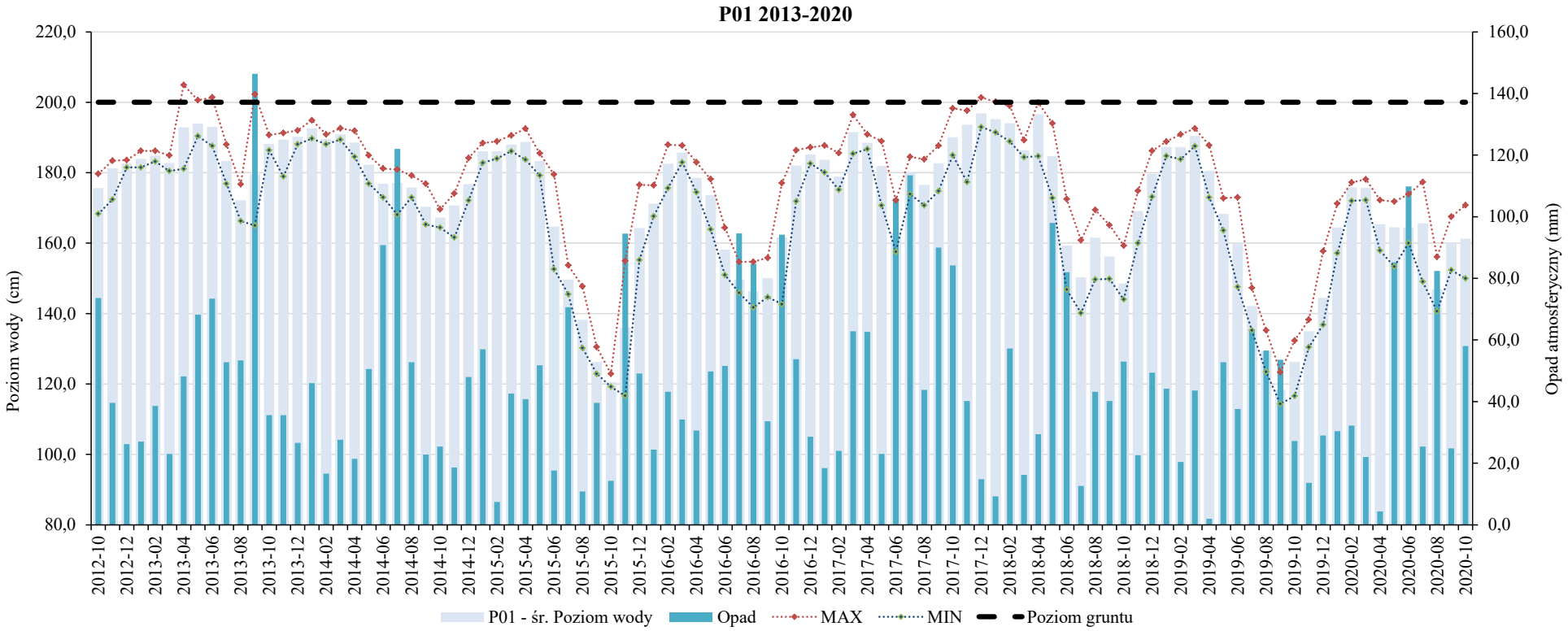
wahania poziomu wody zarejestrowano w lipcu (28,4 cm), a najmniejsze w lutym (5,2 cm), przy średniej amplitudzie rocznej 15,0 cm. Rok 2020 charakteryzował się niższymi poziomami wody niż wielolecie 2013-2019. Szczególnie duże odchylenie od średnich stanów z wielolecia wystąpiły w pierwszej połowie roku (Ryc. 4.2). Średni poziom wody w 2020 roku wynosił 160,3 cm, podczas gdy średnia dla wielolecia wynosi 173,7 cm. Był to najniższy średni poziom wody od początku prowadzenia pomiarów (Ryc. 4.3).



Ryc. 4.3. Średnie roczne poziomy wody oraz wartości maksymalne i minimalne w piezometrze P01, na tle sum opadów atmosferycznych w wieloleciu 2013-2020

Analiza poziomu wody w piezometrze w całym okresie badań (2012-2020) wyraźnie wskazuje na cykliczność zmian (Ryc. 4.2 i 4.4). W poszczególnych latach hydrologicznych najwyższe średnie miesięczne poziomy wody występowały z reguły w pierwszej połowie roku (grudzień-kwiecień), natomiast najniższe na przełomie lata i jesieni - od sierpnia do października.

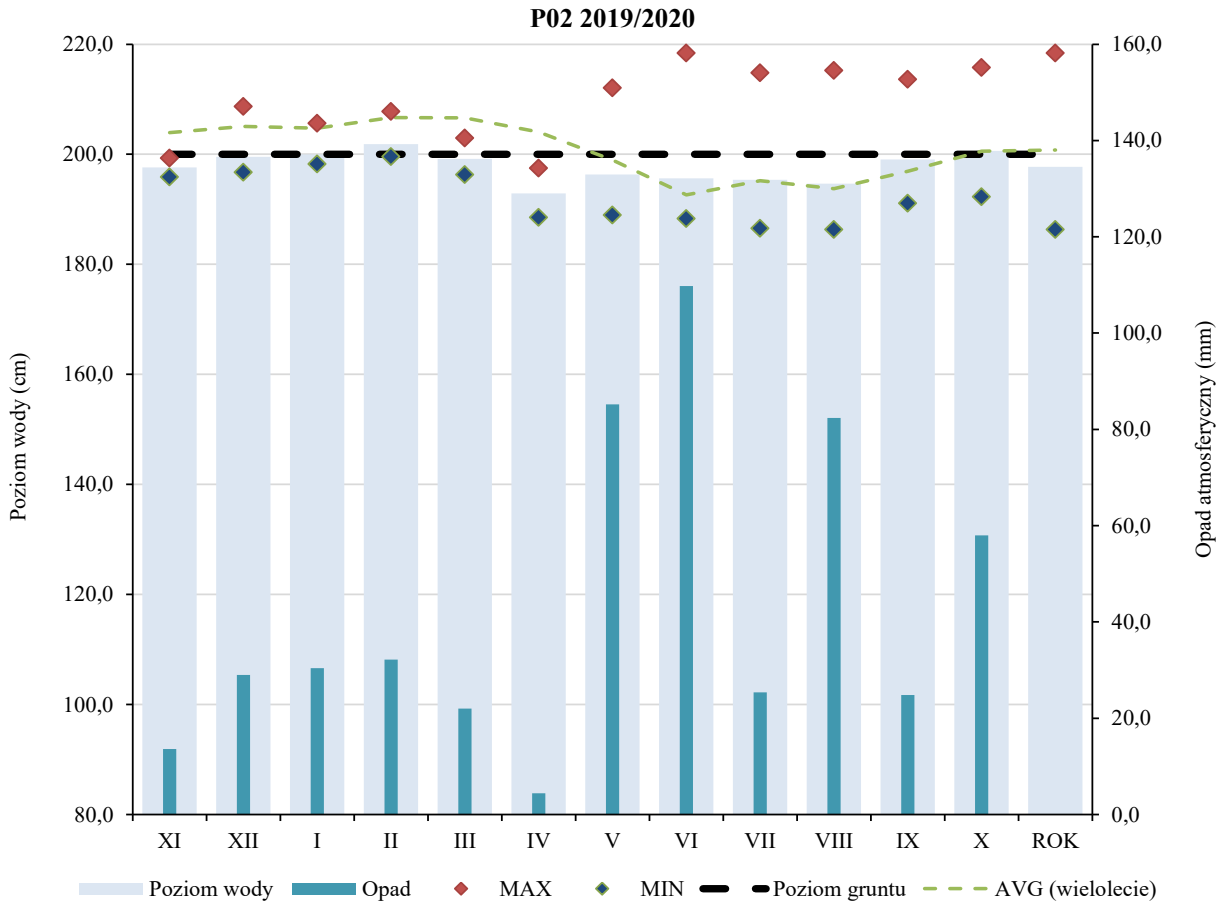
W lokalizacji tej, bardzo rzadko dochodzi do wystąpienia wody ponad poziom gruntu. Zdarzenia takie były krótkotrwałe i wystąpiły tylko w 2013 i 2017 roku.



Ryc. 4.4. Zmiany poziomu wody w piezometrze w borze bagiennym (P01), w latach 2013-2020 na tle wielkości opadów atmosferycznych

Świerczyna bagienna *Sphagno girgensohnii-Piceetum*

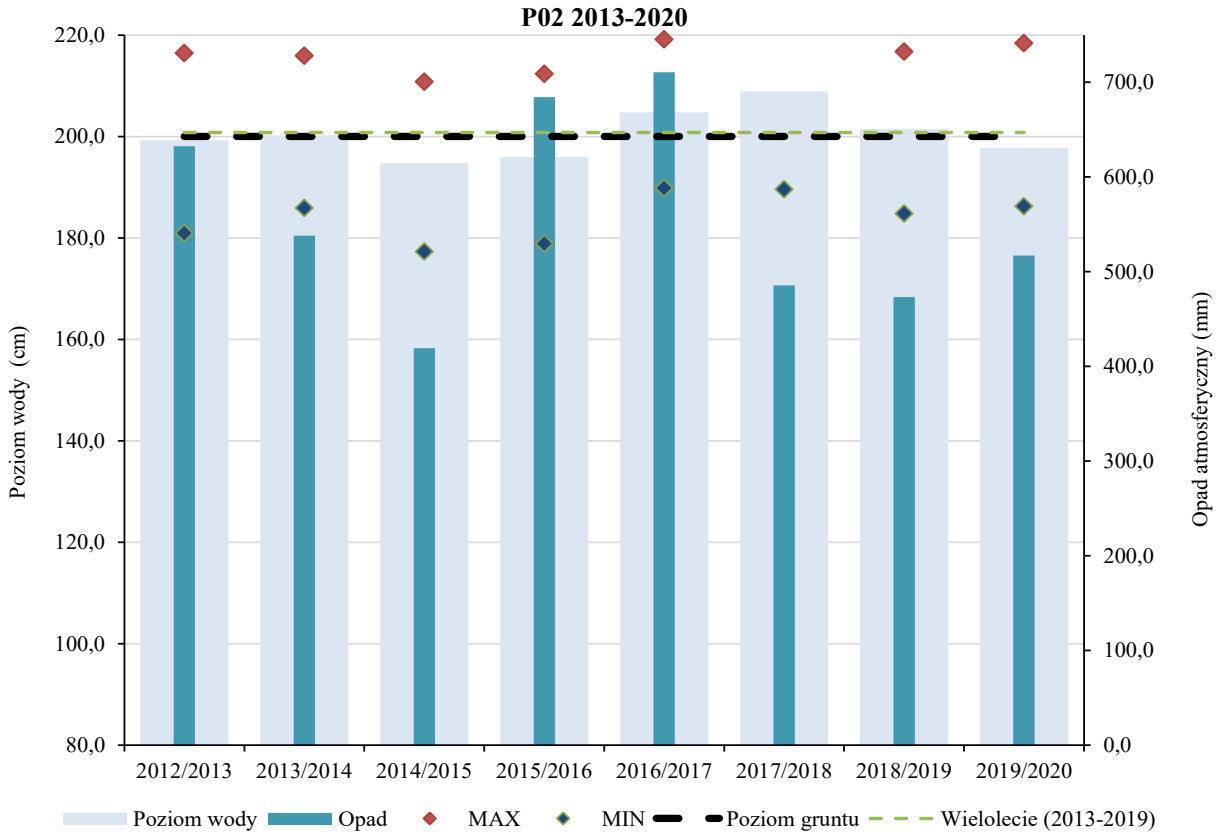
W świerczynie bagiennej zostały zainstalowane dwa piezometry w różnych częściach płaskodennej doliny Czarnej Hańczy, w obrębie zlewni badawczej - piezometr P02 zlokalizowany jest w środkowej części doliny, na południowym brzegu, około 13 m od koryta rzeki, a piezometr P06 w części wschodniej, na północnym brzegu około 148 m od koryta i około 52 metrów od mineralnej skarpy, w pobliżu jeziora Wigry (Ryc. 4.1). Miejsca te reprezentują odmienne typy świerczyny bagiennej. Piezometr P02 znajduje się w ubogiej postaci zbiorowiska, natomiast P06 reprezentuje wariant paprociowy, z bardzo silnie rozwiniętą warstwą mszystą. Piezometr P02 niestety nie charakteryzuje dobrze tego płatu siedliska. Został on zainstalowany w lokalnym obniżeniu terenu o liniowym charakterze (prawdopodobnie zarośnięty rów melioracyjny z połowy XIX w). Pozostała część płatu siedliska położona jest wyżej i jest suchsza, niż płat w którym zlokalizowany jest piezometr P06. Piezometr P02 jest dużo silniej związany hydrologicznie z poziomem wody w Czarnej Hańczy.



Ryc. 4.5. Zmiany poziomu wody w piezometrze w świerczynie bagiennej (P02), w roku hydrologicznym 2020, na tle wielkości opadów atmosferycznych

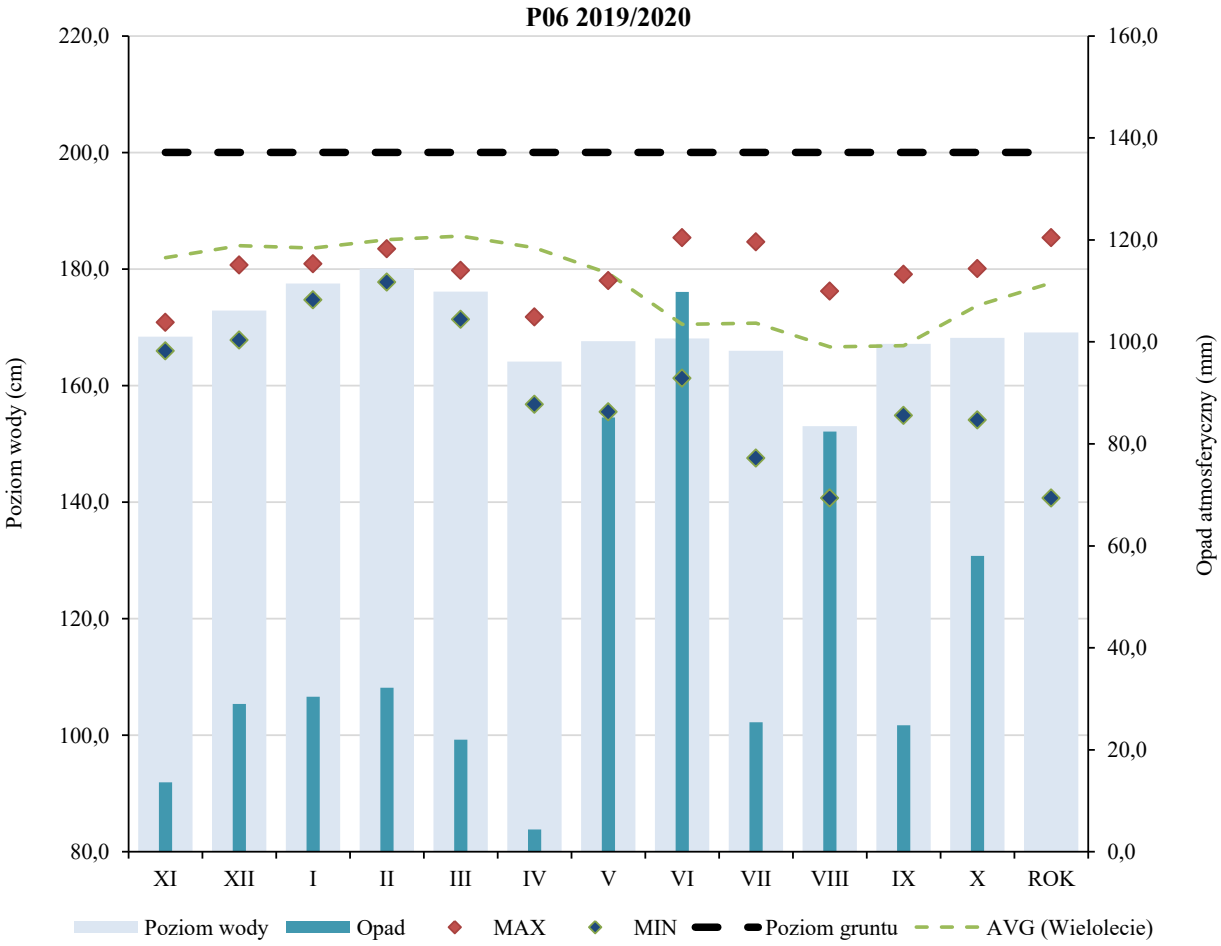
Piezometr P02 wykazywał wyższy poziom wody niż piezometr P06. Poziom wody w piezometrze P02 przekraczał nawet poziom gruntu, co nie charakteryzuje sytuacji w tym płacie

świerczyny bagiennej, a dotyczy wyłącznie rowu. W piezometrze tym najwyższy poziom wody zarejestrowano w czerwcu (218,4 cm), najniższy natomiast w sierpniu (186,2 cm). Najwyższy średni poziom wody utrzymywał się w lutym (201,9 cm), natomiast najniższy w kwietniu (192,9 cm). Za wyjątkiem listopada i kwietnia w pozostałych miesiącach występowały krótkie okresy występowania wody ponad poziom gruntu. Okres od listopada do kwietnia charakteryzował się dość stabilnym poziomem wody o niewielkich wahaniach i nieznacznie niższym poziomem niż w wieloleciu. Od maja do października średni poziom wody był zbliżony do średniej z wielolecia, jednak odznaczał się bardzo dużymi wahaniami, osiągającymi 30,1 cm w czerwcu (Ryc. 4.5). Średni roczny poziom wody w piezometrze - 197,7 cm był nieznacznie niższy od średniej z wielolecia - 200,8 cm (Ryc. 4.6.).



Ryc. 4.6. Średnie roczne poziomy wody oraz wartości maksymalne i minimalne w piezometrze P02, na tle sum opadów atmosferycznych w wieloleciu 2013-2020

W piezometrze P06 utrzymywał się niski poziom wody. Najwyższy poziom wody zarejestrowany został w lutym (183,5 cm), natomiast najniższy w sierpniu (140,7 cm). Również średni poziom wody był najwyższy w lutym (180,1 cm), a najniższy w sierpniu (153,0 cm). Podobnie, jak w piezometrze P02, od listopada do marca poziom wody wykazywał mniejsze wahania. Od kwietnia do października wahania były większe, osiągając w lipcu 37,1 cm (Ryc. 4.7). Średnie miesięczne poziomy wody, poza wrześniem, były niższe od średnich poziomów z wielolecia.

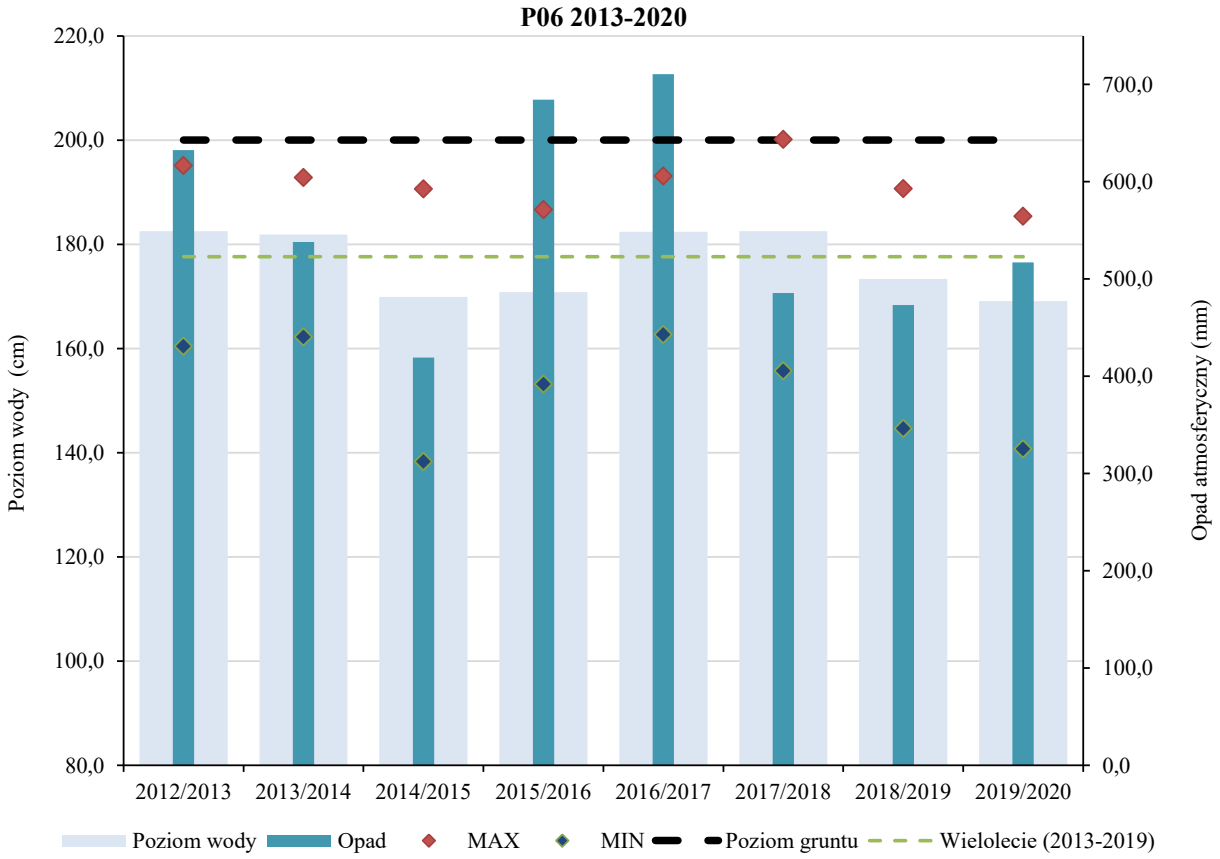


Ryc. 4.7. Zmiany poziomu wody w piezometrze w świerczynie bagiennej (P06), w roku hydrologicznym 2020, na tle wielkości opadów atmosferycznych

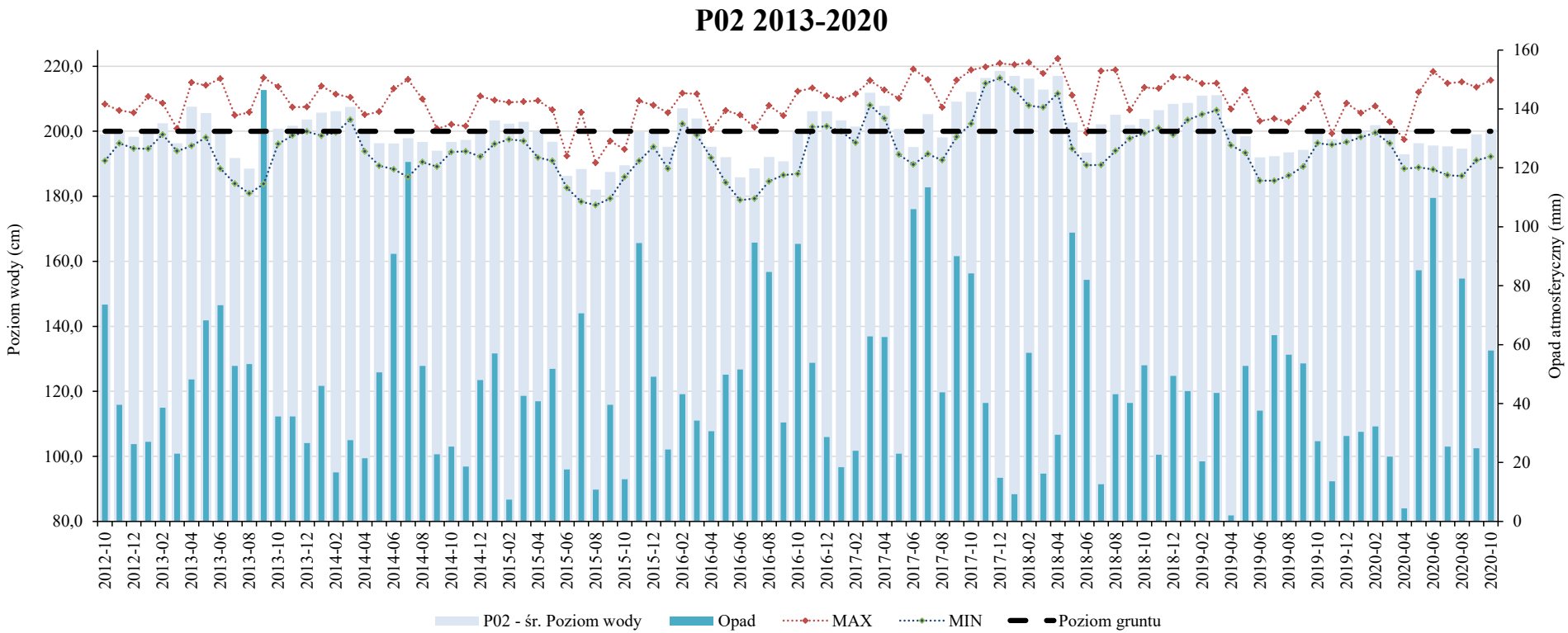
Rok 2020 odznaczał się najniższym średnim poziomem wody, wynoszącym zaledwie 169,1 cm (Ryc. 4.8), pomimo wyższej sumy opadów. Średnia roczna dla wielolecia 2013-2019 wynosi w tym piezometrze 177,6 cm.

Analiza poziomu wody w całym okresie badań (2012-2020) wyraźnie wykazuje mniejsze wahania wody w piezometrze P02 (Ryc. 4.9.) - wynoszą one od 182,1 do 218,6 cm dla średnich miesięcznych (różnica 36,5 cm) i od 177,3 do 222,4 cm (różnica 45,1 cm), dla wyników skrajnych, przy średnim poziomie z całego okresu równym 200,4 cm. Poziom wody w piezometrze P06 (Ryc. 4.10.) był bardziej zróżnicowany w czasie i wahał się od 146,0 do 192,0 cm (różnica 46,0 cm) dla średnich miesięcznych i 138,3 do 200,1 cm dla wartości skrajnych (różnica 61,8 cm), przy średnim poziomie z całego okresu równym 176,6 cm.

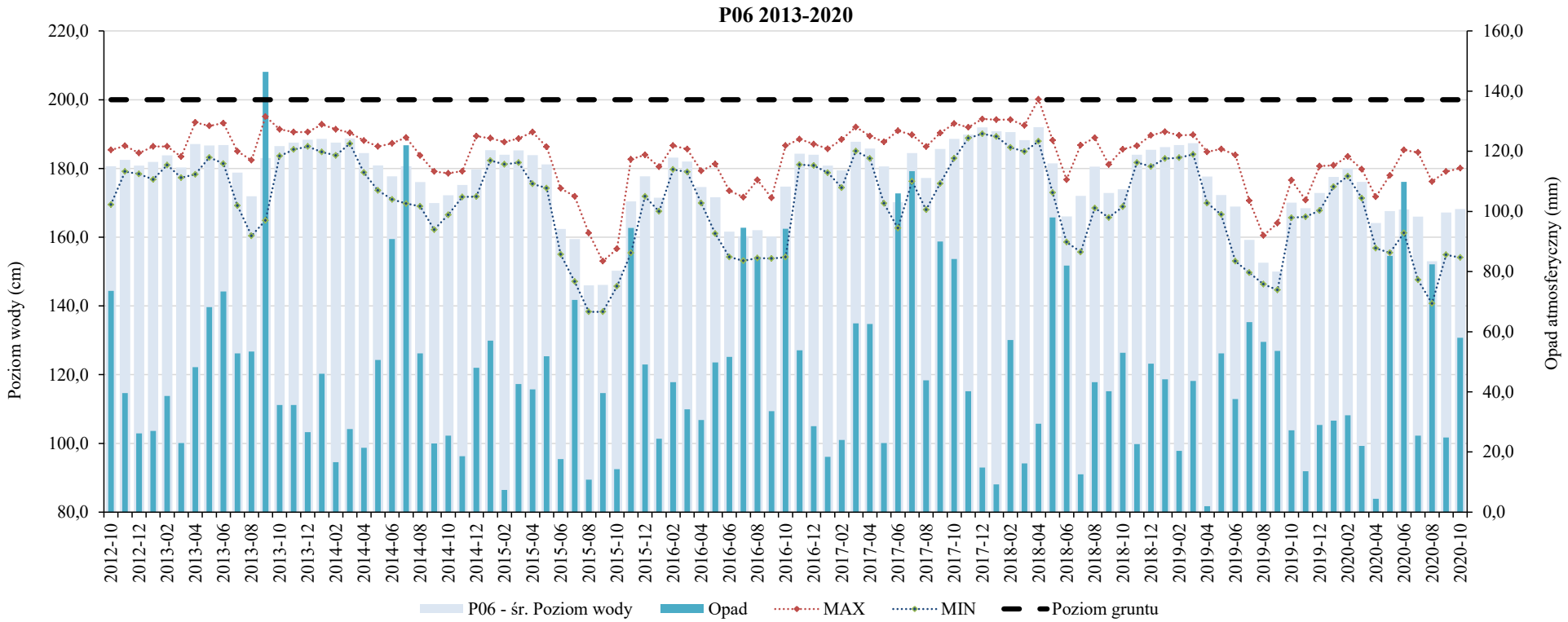
W poszczególnych latach hydrologicznych najwyższe średnie miesięczne poziomy wody w obu piezometrach występowały w pierwszej połowie roku (grudzień-kwiecień), a najniższe w miesiącach letnich od czerwca do września.



Ryc. 4.8. Średnie roczne poziomy wody oraz wartości maksymalne i minimalne w piezometrze P06, na tle sum opadów atmosferycznych w wieloleciu 2013-2020



Ryc. 4.9. Zmiany poziomu wody w piezometrze w świerczynie bagiennej (P02), w latach 2013-2020 na tle wielkości opadów atmosferycznych

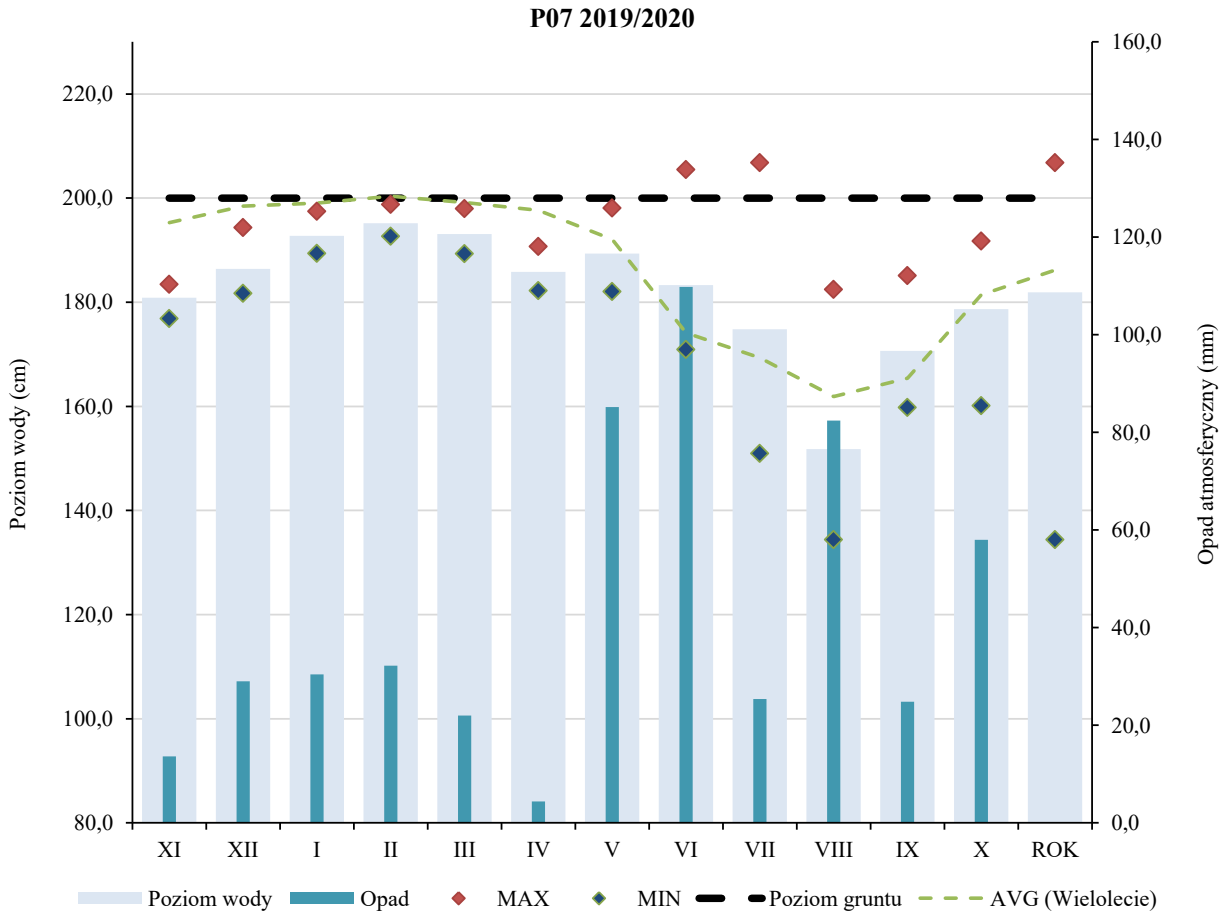


Ryc. 4.10. Zmiany poziomu wody w piezometrze w świerczynie bagiennej (P06), w latach 2013-2020 na tle wielkości opadów atmosferycznych

Ols porzeczkowy *Ribo nigri-Alnetum*

W olsie porzeczkowym zostały zainstalowane dwa piezometry w różnych częściach płaskodennej doliny Czarnej Hańczy, w obrębie zlewni badawczej - piezometr P07 zlokalizowany jest w centralnej części doliny, na południowym brzegu, pomiędzy korytem rzeki a dużym torfowiskiem, w odległości ok. 74 m od rzeki, natomiast piezometr P010 w części zachodniej, na północnym brzegu, około 65 m od koryta rzeki (Ryc. 4.1). W pobliżu piezometru P07 przebiega częściowo zarośnięty, stary rów melioracyjny.

Piezometr P10 charakteryzuje się wyższym i stabilniejszym poziomem wody niż piezometr P07. W piezometrze P10 poziom wody powyżej krawędzi piezometru występuje regularnie, natomiast w piezometrze P07 zdarza się tylko w okresach szczególnie wilgotnych i jest krótkotrwały.

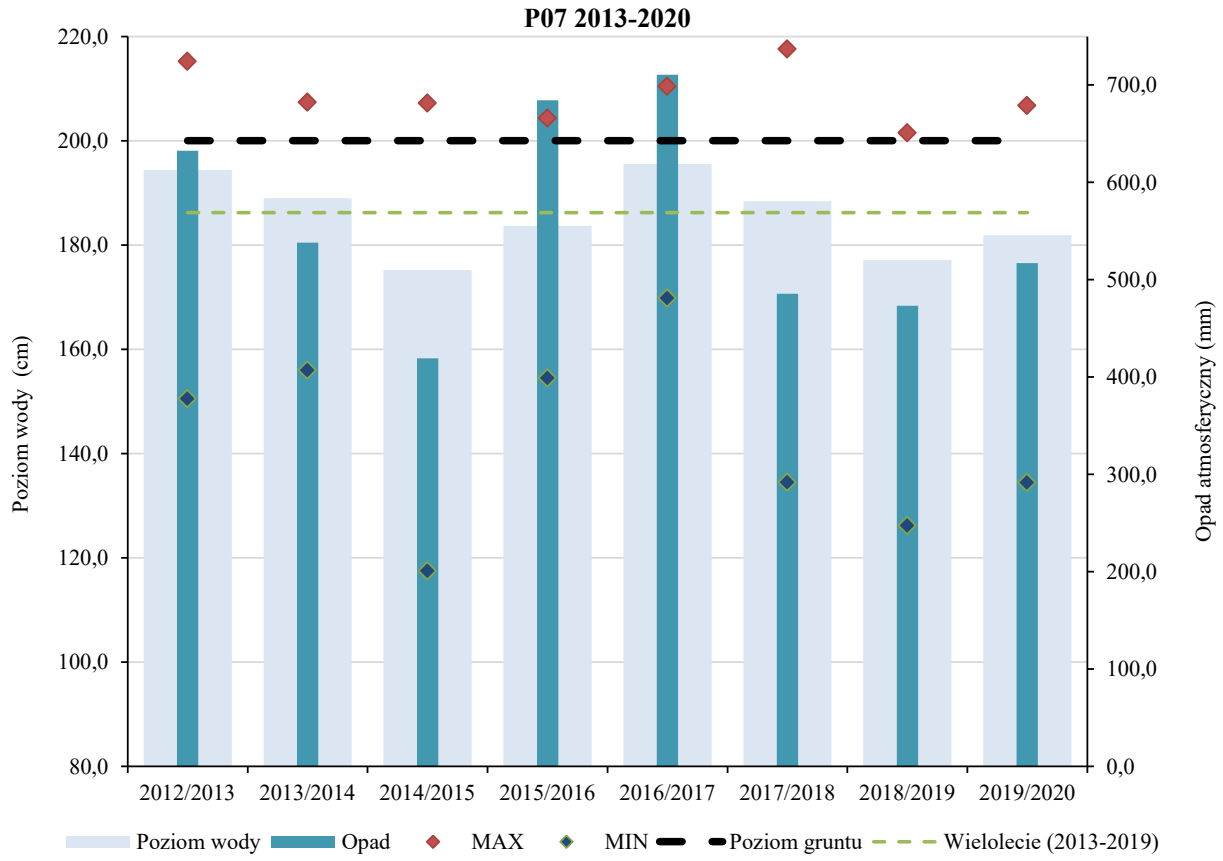


Ryc. 4.11. Zmiany poziomu wody w piezometrze w olsie porzeczkowym (P07), w roku hydrologicznym 2020, na tle wielkości opadów atmosferycznych

W roku hydrologicznym 2020, prawie przez cały rok, średnie miesięczne poziomy wody w piezometrze P07 były niższe niż w wieloleciu, przekroczyły je tylko w czerwcu, lipcu i wrześniu. Najwyższy średni poziom wody utrzymywał się w lutym (195,2 cm), natomiast najniższy był w sierpniu (151,8 cm). Różnica pomiędzy najwyższym, a najniższym średnim

poziomem wody wynosiła 40,4 cm. Maksymalny oraz najniższy, chwilowe poziomy wody zostały zarejestrowane w lipcu (max 206,8 cm; min. 134,4 cm). Różnica pomiędzy najwyższym a najniższym stanem wyniosła 72,4 cm. W okresie od listopada do maja poziom wody był dość stabilny. Od czerwca wahania poziomu wody były znacznie większe, z maksimum 55,8 cm w lipcu.

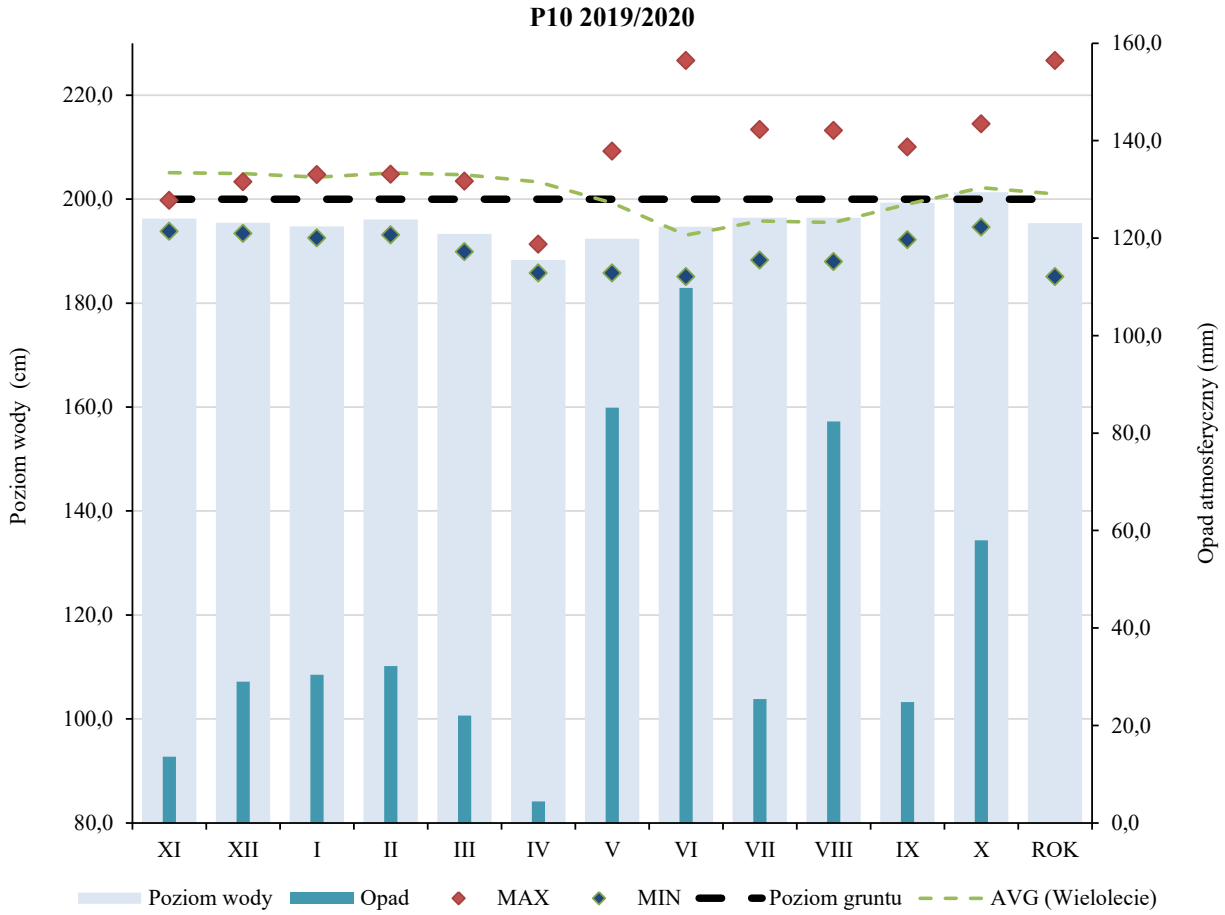
Rok 2020 odznaczał się nieco wyższym średnim poziomem wody (181,9 cm) niż rok poprzedni (177,1), jednak poniżej średniej z wielolecia - 185,6 (Ryc. 4.12.). Najniższy, średni roczny poziom wody w tym piezometrze wystąpił w roku hydrologicznym 2015 i wynosił 175,2 cm.



Ryc. 4.12. Średnie roczne poziomy wody oraz wartości maksymalne i minimalne w piezometrze P07, na tle sum opadów atmosferycznych w wieloleciu 2013-2020

W piezometrze P10 poziom wody utrzymywał się na dość wyrównanym poziomie przez cały rok (Ryc. 4.13). Najwyższy średni miesięczny poziom wody utrzymywał się w październiku (201,3 cm), co odbiega od pozostałych piezometrów. Najniższy średni poziom wody utrzymywał się w kwietniu (188,3 cm). Różnica pomiędzy tymi miesiącami wynosiła tylko 13 cm. Najwyższy chwilowy poziom wody został zarejestrowany w czerwcu i wyniósł 226,6 cm i był największy od początku prowadzenia pomiarów. Najniższy chwilowy poziom wody również wystąpił w czerwcu i wynosił 185,0 cm. Różnica pomiędzy najwyższym i najniższym stanem wody

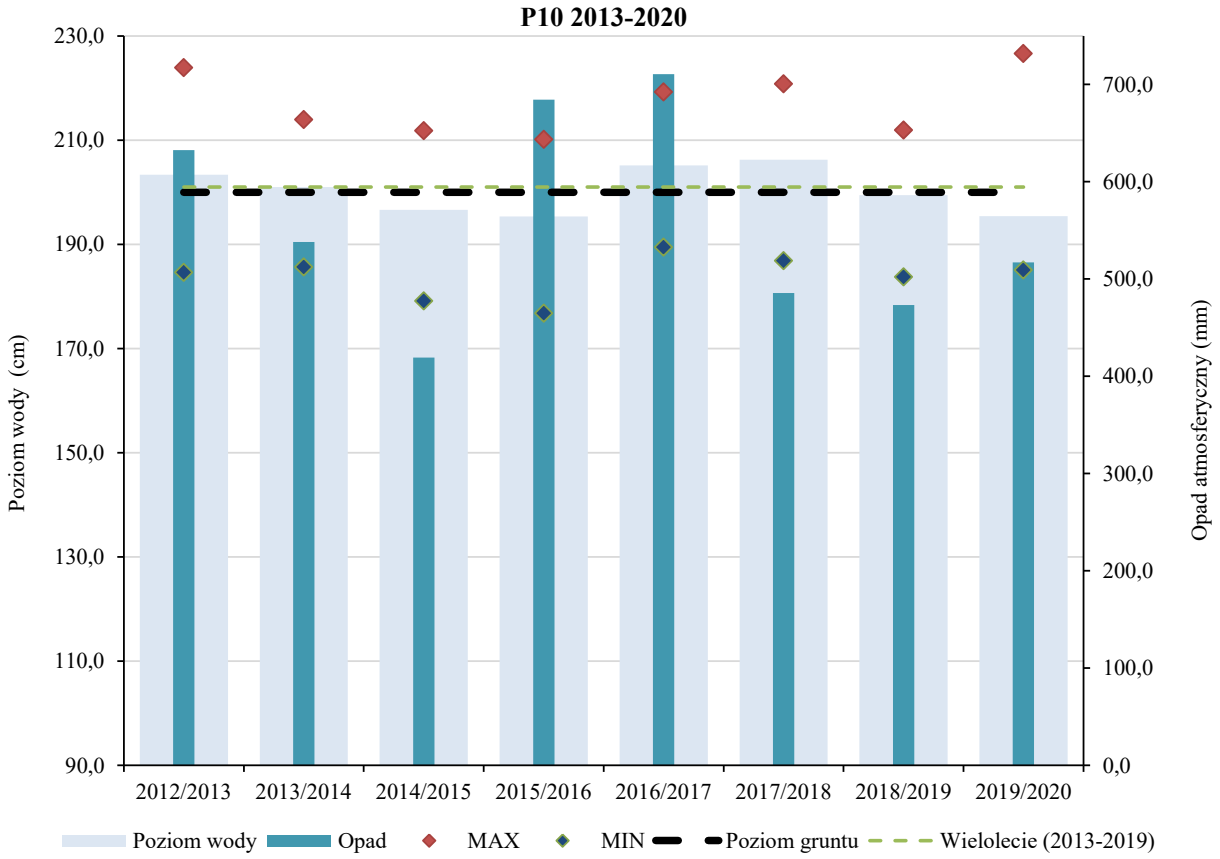
wyniosła 41,5 cm. Do kwietnia poziom wody w tym piezometrze był dość stabilny. Okres od maja do października charakteryzował się dużo większymi wahaniami poziomu wody, z maksimum w czerwcu. (Ryc. 4.13).



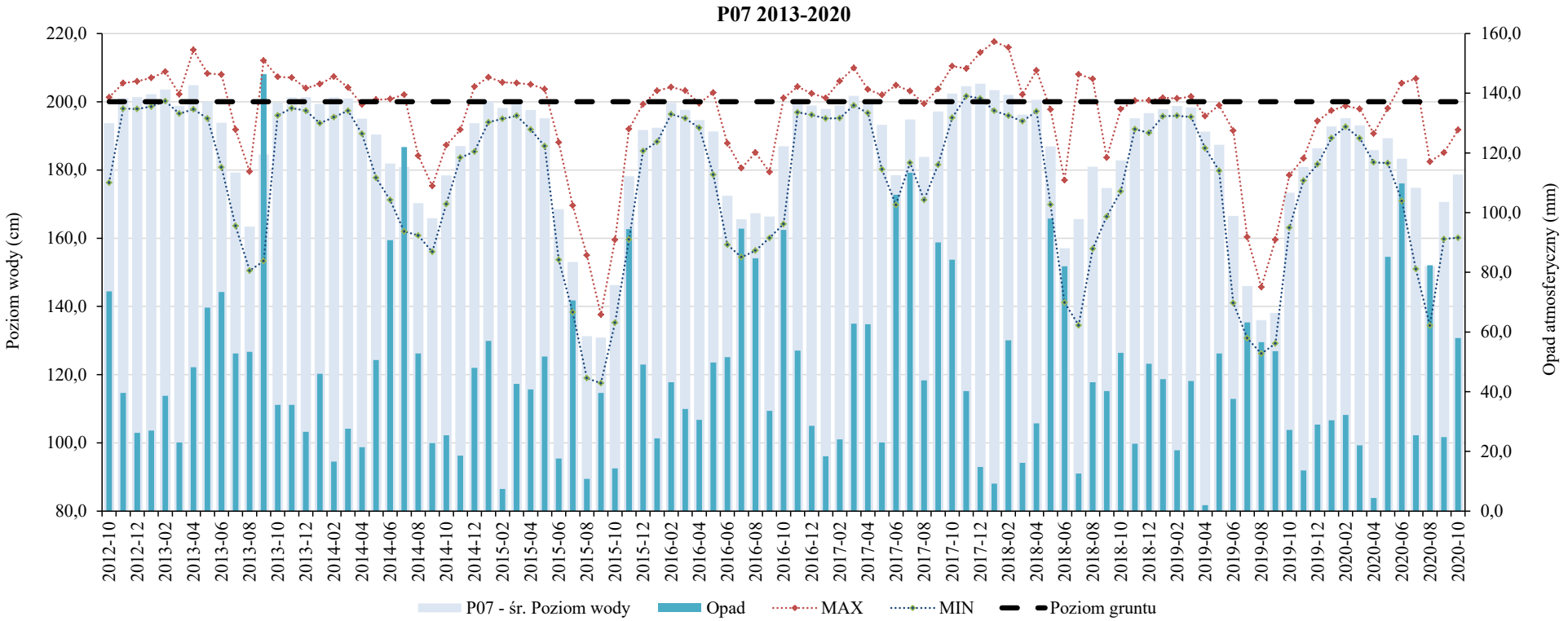
Ryc. 4.13. Zmiany poziomu wody w piezometrze w olsie porzeczkowym (P10), w roku hydrologicznym 2020, na tle wielkości opadów atmosferycznych

Średni roczny poziom wody w piezometrze P10 wynosił 195,4 cm i był niższy od średniej z wielolecia (201,0 cm). Najniższym średnim rocznym poziomem wody, wynoszącym 195,3 cm, charakteryzował się rok hydrologiczny 2016.

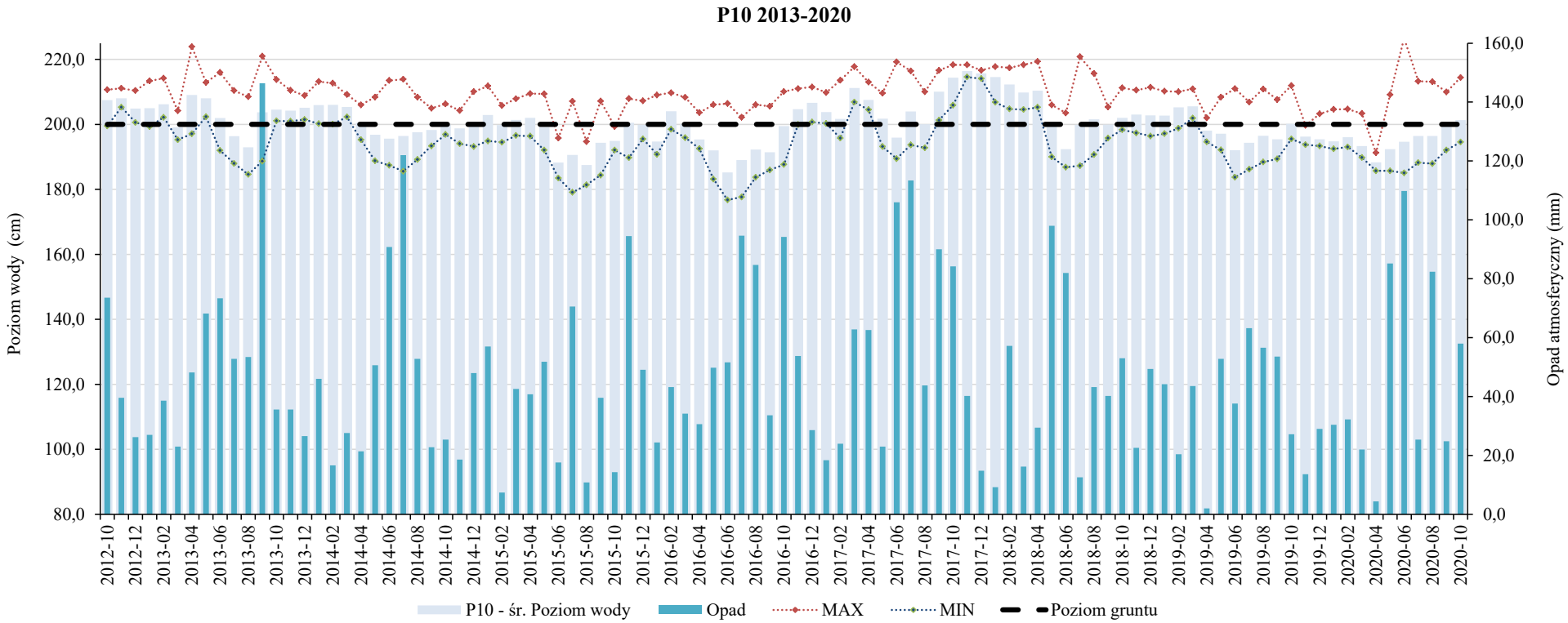
Analiza poziomu wody w całym okresie badań (2012-2020) bardzo wyraźnie ukazuje duże, cykliczne wahania wody w piezometrze P07 (Ryc. 4.11, ryc. 4.15). Najwyższe poziomy wody utrzymują się tu w miesiącach zimowych - od grudnia do marca, a minimalne w sierpniu. Roczne wahania poziomu wody, dla wartości chwilowych, osiągają 89,7 cm (w sezonie 2014/2015). Średnio roczne różnice pomiędzy wartościami ekstremalnymi wynoszą 65,9 cm. Piezometr P10 odznacza się stabilniejszym poziomem wody (Ryc. 4.13 i ryc. 4.16). Średnie roczne różnice pomiędzy ekstremalnymi poziomami wód wynoszą 33,4 cm, natomiast najwyższe wahania osiągnęły wartość 41,5 cm (w roku 2020).



Ryc. 4.14. Średnie roczne poziomy wody oraz wartości maksymalne i minimalne w piezometrze P10, na tle sum opadów atmosferycznych w wieloleciu 2013-2020



Ryc. 4.15. Zmiany poziomu wody w piezometrze w olsie porzeczkowym (P07), w latach 2013-2020 na tle wielkości opadów atmosferycznych

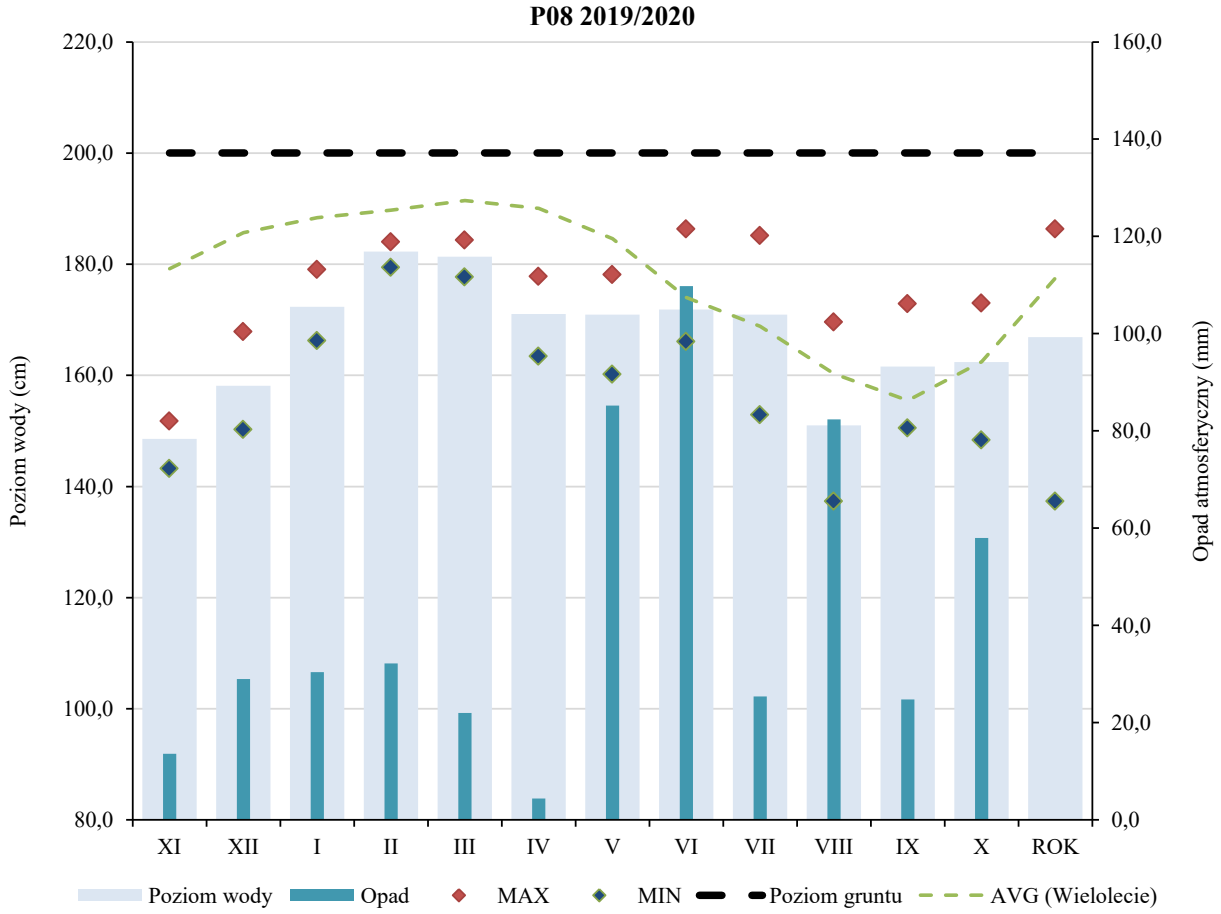


Ryc. 4.16. Zmiany poziomu wody w piezometrze w olsie porzeczkowym (P10), w latach 2013-2020 na tle wielkości opadów atmosferycznych

Sosnowo-brzozowy las bagienny *Thelypteridi-Betuletum pubescentis*

W sosnowo-brzozowym lesie bagiennym został zainstalowany jeden piezometr w części centralnej płaskodennej doliny Czarnej Hańczy, na jej południowym brzegu, około 220 m od koryta rzeki (Ryc. 4.1). Jest on zlokalizowany w części centralnej, dużego kompleksu borów bagiennych i bagiennych lasów mieszanych.

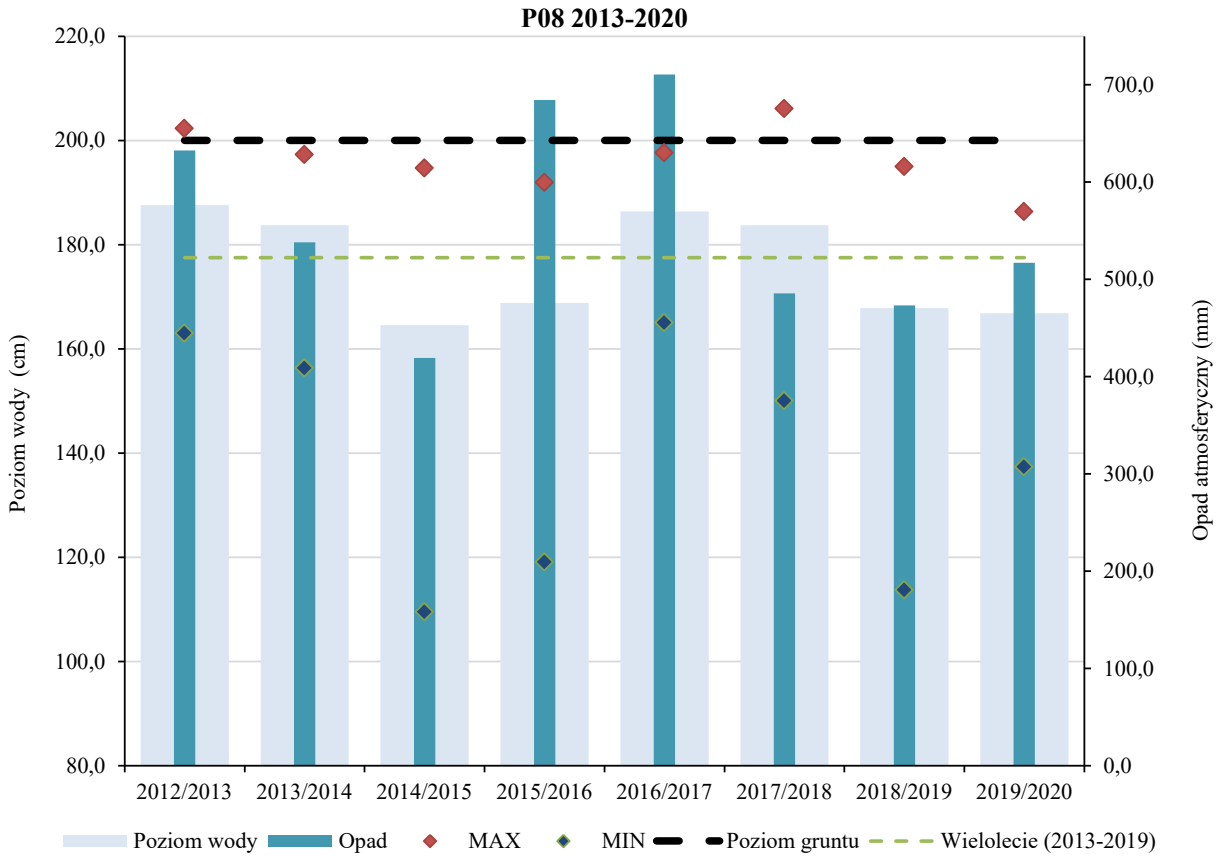
Średni miesięczny poziom wody w piezometrze wahał się od 148,6 cm w listopadzie do 182,3 cm w lutym (Ryc. 4.17). Najwyższy chwilowy poziom wody zarejestrowany został w czerwcu (186,3 cm), a najniższy w sierpniu (137,4 cm). Najstabilniejszym i najwyższym poziomem wody charakteryzowały się miesiące luty i marzec. W pozostałym okresie wahania poziomu wody były większe, z maksimum w lipcu wynoszącym 32,3 cm.



Ryc. 4.17. Zmiany poziomu wody w piezometrze w sosnowo-brzozowym lesie bagiennym (P08), w roku hydrologicznym 2020, na tle wielkości opadów atmosferycznych

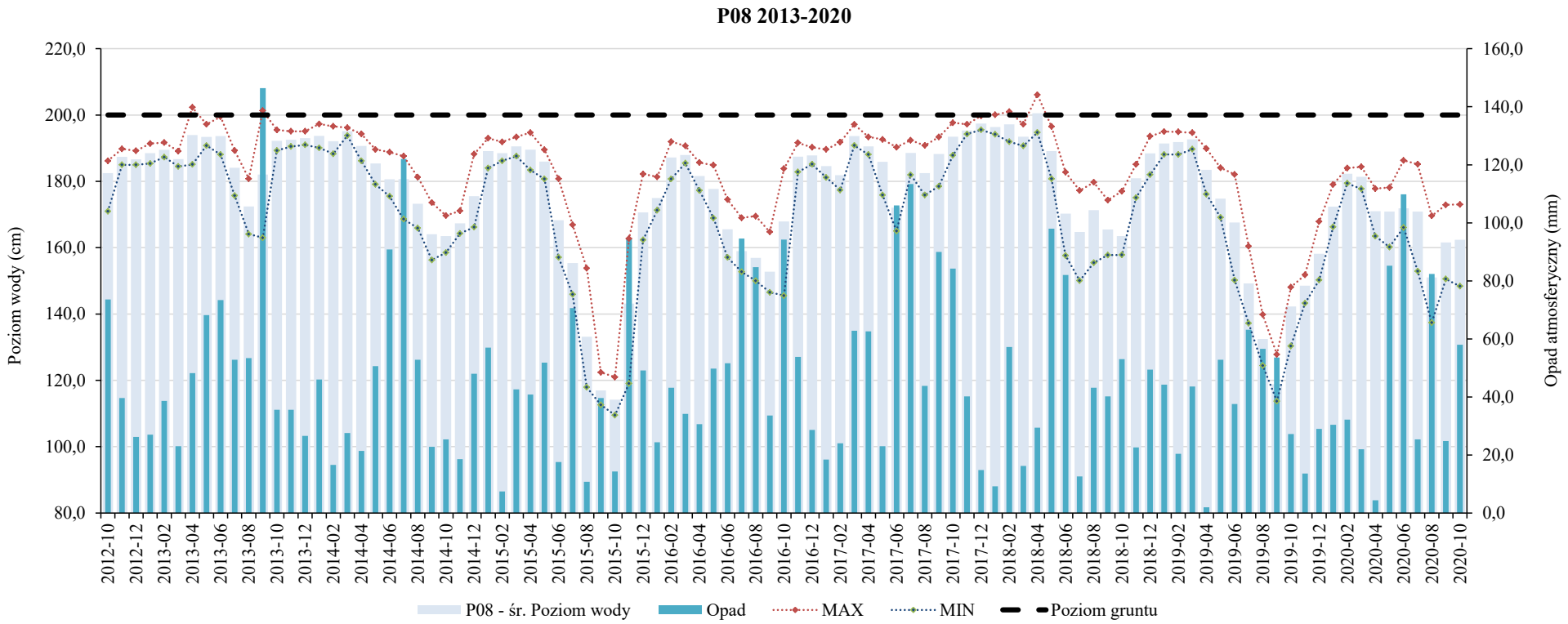
Poza lipcem i wrześniem średnie miesięczne poziomy wody były niższe od średniej z wielolecia. Szczególnie wyraźne różnice wystąpiły od listopada do stycznia oraz w kwietniu i maju.

Średni roczny poziom wody wynosił 166,9 cm i był niższy od średniej z wielolecia wynoszącej 177,5 cm. Od początku prowadzenia pomiarów najniższy średni roczny poziom wody wystąpił w roku hydrologicznym 2015 i wynosił 164,5 cm (Ryc. 4.18).



Ryc. 4.18. Średnie roczne poziomy wody oraz wartości maksymalne i minimalne w piezometrze P08, na tle sum opadów atmosferycznych w wieloleciu 2013-2020

Analiza poziomu wody w piezometrze w całym okresie badań (2012-2020) wykazuje zaznaczającą się cykliczność zmian poziomu wody w ciągu roku (Ryc. 4.17, ryc. 4.19). Najwyższe średnie miesięczne poziomy wody występowały w pierwszej połowie roku (grudzień-kwiecień), z najwyższymi poziomami w marcu. Najniższe poziomy wody występują zwykle we wrześniu. Latami o największych spadkach poziomu wody były: rok 2015 z najniższą zarejestrowaną wartością wynoszącą 109,5 cm w październiku i jednocześnie najniższą średnią miesięczną wynoszącą 114,2 cm oraz rok 2019 z minimum wynoszącym 113,7 cm we wrześniu i średnią dla tego miesiąca wynoszącą 118,8 cm.



Ryc. 4.19. Zmiany poziomu wody w piezometrze w sosnowo-brzozowym lesie bagiennym (P08), w latach 2013-2020 na tle wielkości opadów atmosferycznych

5. Modelowanie zmian bilansu wodnego i biogeochemicznego w zlewni Czarnej Hańczy w latach 2005-2019 oraz prognoza zmian odpływu w latach 2021-2030 i 2041-2050

Wstęp

Modelowanie hydrochemiczne za pomocą modelu Soil and Water Assesment Tool (SWAT) dla zlewni Czernej Hańczy zostało przeprowadzone dla okresu 2005-2019. Dla dwóch okresów 10-letnich: 2021-2030 i 2041-2050 przeprowadzono prognozowanie zmian odpływu z badanej zlewni w odniesieniu do referencyjnego wielolecia 2011-2019.

Zlewnia badawcza Czarnej Hańczy, położona między dwoma punktami wodowskazowymi i kontrolnymi: w Sobolewie i przy ujściu do jeziora Wigry, zajmuje powierzchnię 11,026 km^2 i stanowi dolny fragment dorzecza Czarnej Hańczy (Krzysztofiak 2018). Długość odcinka głównego cieku na obszarze zlewni wynosi 6,3 km ze 141,7 km długości całej rzeki. Badania prowadzone są zatem w zlewni różnicowej, dla której dane o przepływie i chemizmie wody uzyskiwane są z profili pomiarowych „na wejściu" (Sobolewo) i „na wyjściu" (ujście do jeziora Wigry).

Pod względem fizycznogeograficznym, zlewnia eksperymentalna jest położona na obszarze Pojezierza Wschodniosuwalskiego i Równiny Augustowskiej (Kondracki 2002). Rzeźba ma charakter młodoglacjalny (Ber 1981). Dolina Czarnej Hańczy rozcina wysoczyznę polodowcową, która w północnej, wyżej położonej części ma charakter wyrównany, natomiast w części południowej rzeźba cechuje się większymi deniwelacjami. Między obydwiema częściami zlewni występuje wyraźna, stroma krawędź o wysokości ok. 30 m i nachyleniu od 12 do 21° (Krzysztofiak 2018). W litologii dominują piaski, piaski ze żwirami i głazami. Zlewnia w przeważającej części jest pokryta przez las (65%). Średnia gęstość sieci rzecznej wynosi w badanej zlewni 0,97 km km^{-2}.

Procedura przygotowania danych wejściowych, symulacja wsteczna oraz prognozy

W modelowaniu wykorzystano dane wejściowe w postaci danych przestrzennych i charakterystyk pogodowo-klimatycznych (Tab. 5.1).

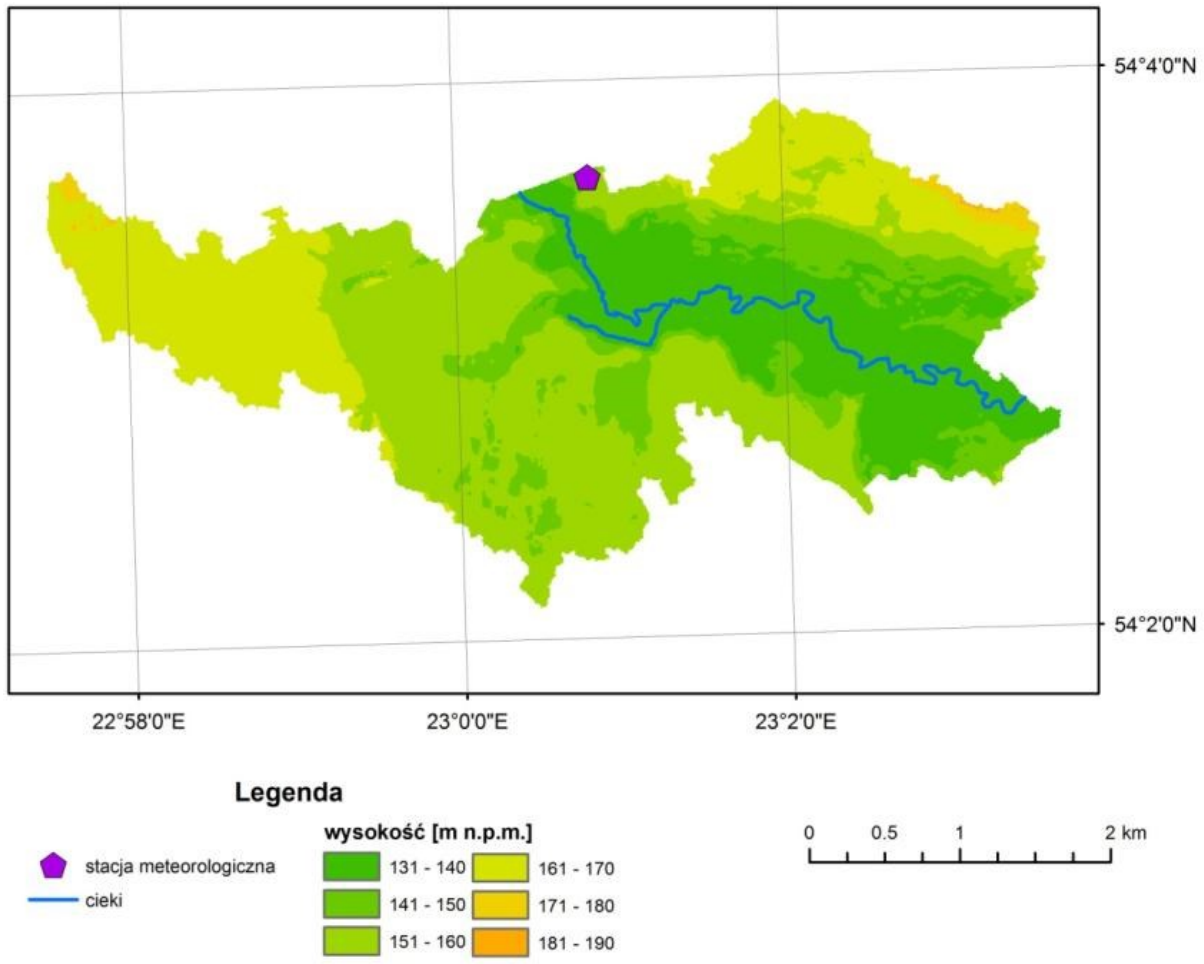
Tab. 5.1. Zestawienie danych „wejściowych" do modelu

Rodzaj danych	Źródło danych	Rozdzielczość przestrzenna lub czasowa	Aktualność lub czasowy zakres danych
Cyfrowy model wysokości	GUGiK	10 m	2018
Pokrycie terenu i użytkowanie ziemi	GUGiK	5 m	2011
Gleby	1. Harmonized World Soil Database v.1.21	1 km	2012

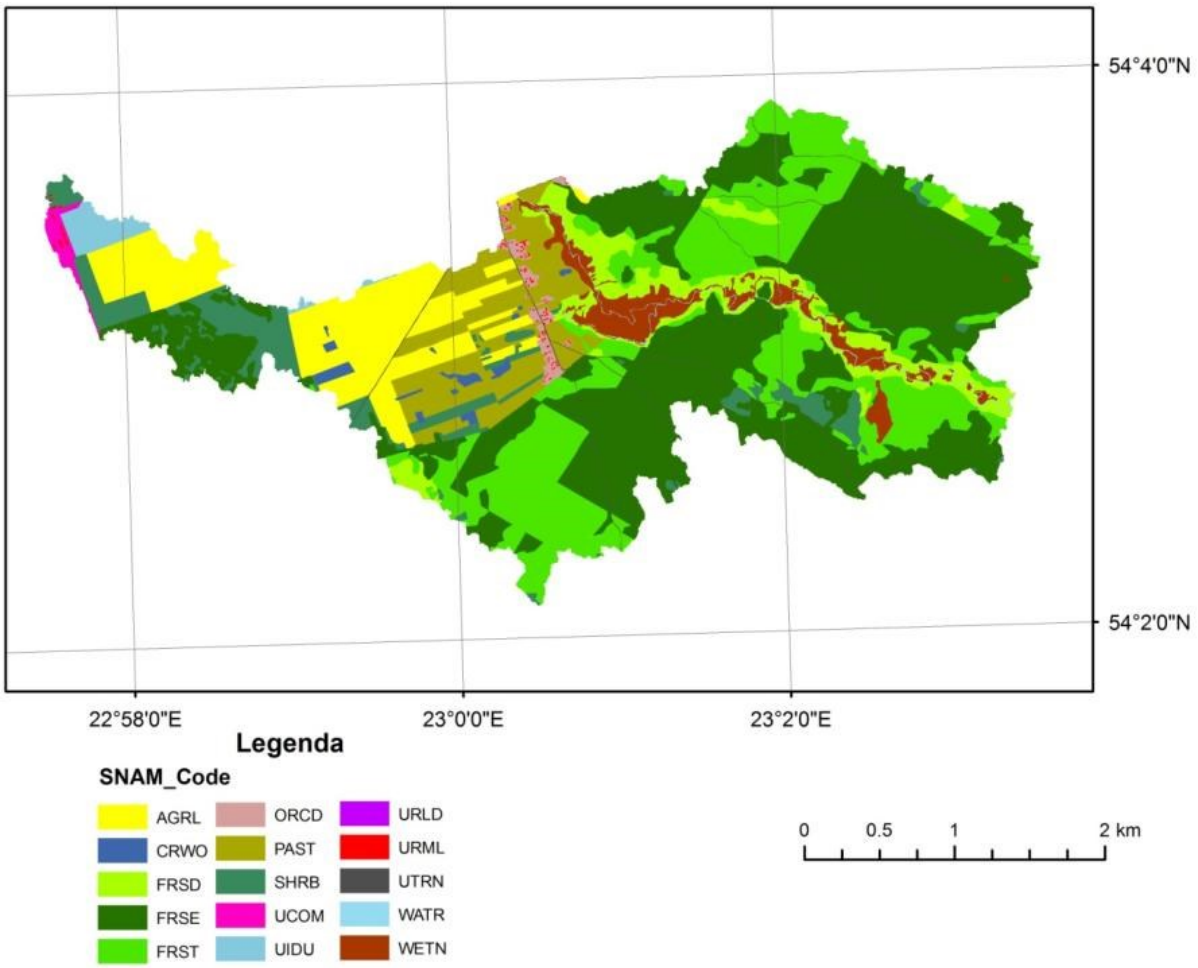
	2. Joint Research Centre of the European Commission (JRC)		
Generator pogody	Dane własne	miesiąc	2000-2019
Temperatura powietrza	Dane własne	doba	2003-2019
Suma opadu	Dane własne	doba	2003-2019
Wilgotność względna	Dane własne	doba	2009-2019
Suma promieniowania słonecznego	Dane własne	doba	2003-2019
Prędkość wiatru	Dane własne	doba	2003-2019

Wszystkie dane przestrzenne zapisano w wiernopowierzchniowym odwzorowaniu UTM (WGS_1984_UTM_Zone_34N). Na podstawie powierzchni poszczególnych klas pokrycia terenu obliczono średni współczynnik szorstkości (Chow 1959) dla obszaru zlewni, który wyniósł 0,080 oraz dla koryta cieku 0,030. Nachylenie terenu w badanej zlewni przedstawiono w 5 klasach wg naturalnego podziału (Jenks 1967).

Na kolejnych rycinach przedstawiono dane przestrzenne wykorzystane w procesie przygotowywania symulacji (Ryc. 5.1-5.5).



Ryc. 5.1. Cyfrowy model wysokości i sieć rzeczna zlewni różnicowej Czarnej Hańczy



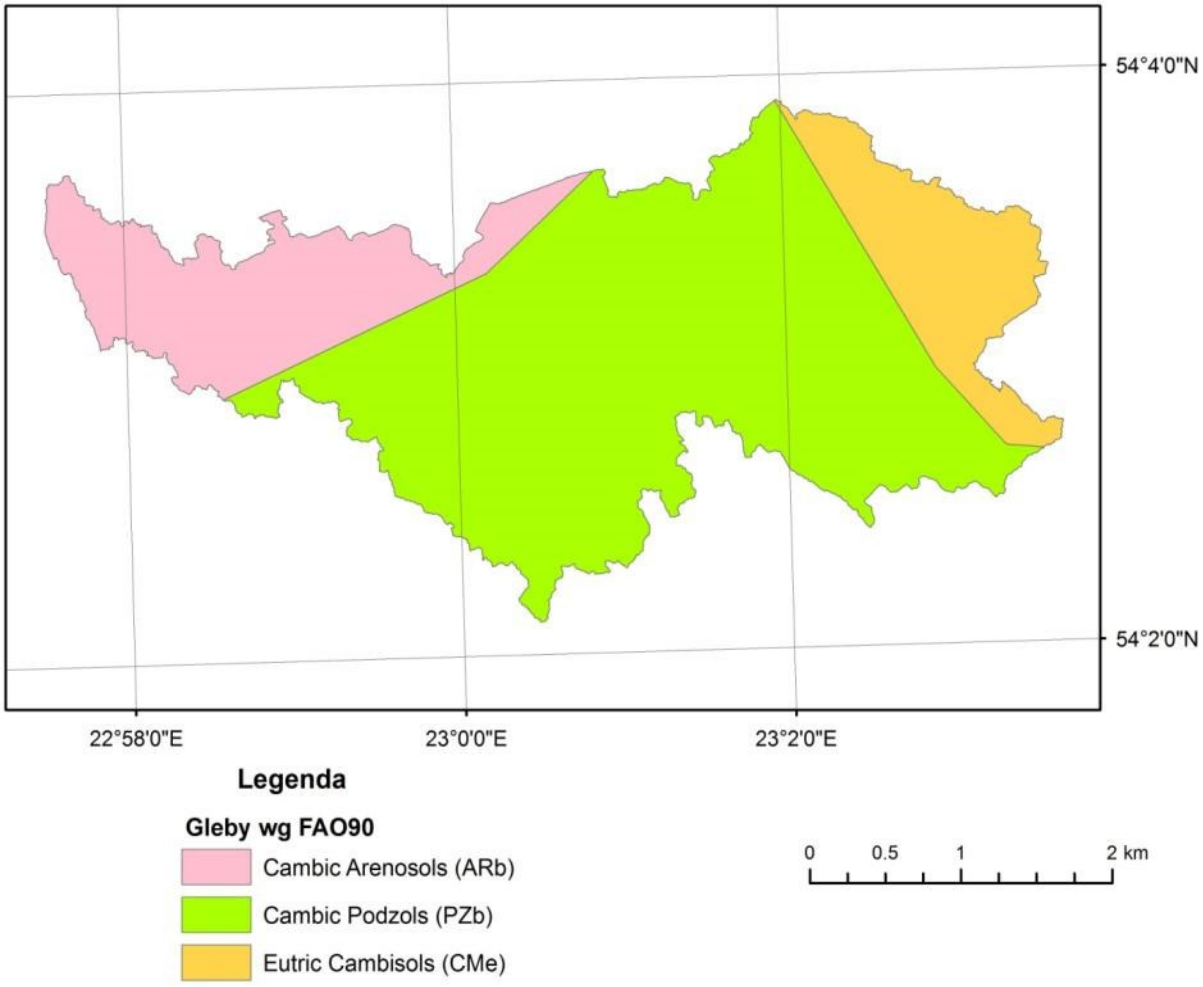
Ryc. 5.2. Pokrycie i użytkowanie ziemi w zlewni różnicowej Czarnej Hańczy- stan z 2011 r. Objaśnienia: AGRL - grunty orne, CRWO - tereny głównie zajęte przez rolnictwo z dużym udziałem roślinności naturalnej, FRSD - lasy liściaste, FRSE - lasy iglaste, FRST - lasy mieszane, ORCD - sady, PAST - użytki zielone, SHRB - lasy w stadium zmian, UCOM - obiekty przemysłowe i handlowe, UIDU - miejsca eksploatacji odkrywkowej URLD - tereny sportowe i wypoczynkowe, URML - zabudowa luźna, UTRN - drogi, WATR - wody, WETN – torfowiska

Baza danych glebowych SWAT2009.mdb (tabela *usersoil*) uzupełniona została o nowe rekordy, opisujące właściwości gleb (Tab. 5.2)

Tab. 5.2. Parametry fizyczne gleb w zlewni Czarnej Hańczy

SMU	**10142**	**10153**	**10173**
FAO 90	**Cambic Arenosols (ARb)**	**Eutric Cambisols (CMe)**	**Cambic Podzols (PZb)**
HYDGRP	A	D	A
SOL_ZMX (mm)	950	830	920
ANION_EXCL (fraction)	0.5	0.5	0.5
SOL_CRK (m3/m3)	0.5	0.5	0.5
SOL_Z (mm)	1000	900	1000
SOL_BD (g/m3)	1.56	1.38	1.50
SOL_AWC (mm/mm)	0.1	0.15	0.1
SOL_K (mm/hr)	210	4	61
SOL_CBN (%)	0.4	0,68	1.2
CLAY (%)	5	24	5

SILT (%)	6	35	10
SAND (%)	89	41	85
ROCK (%)	1	10	3
SOL_ALB (fraction)	0.02	0.04	0.02
USLE_K	0.0946	0.2615	0.1300



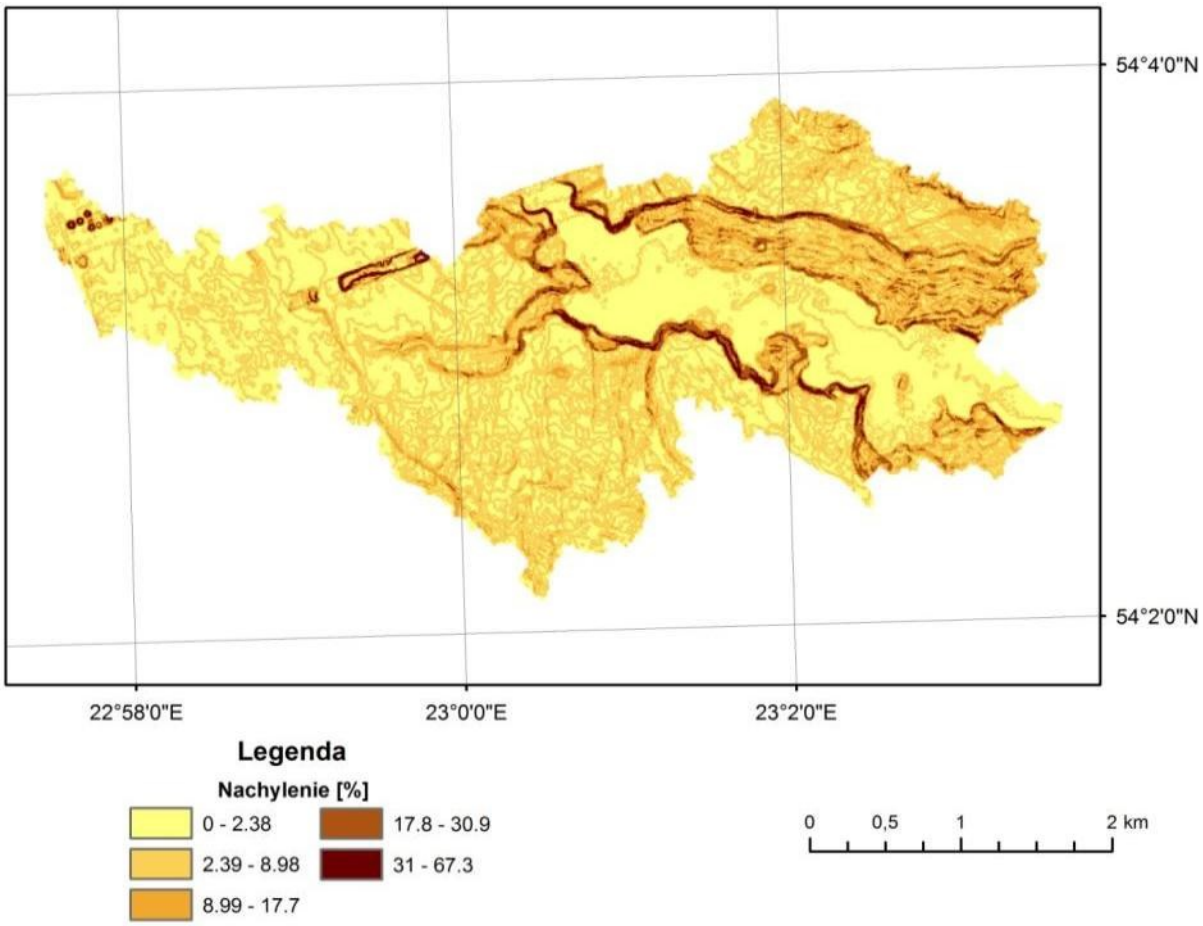
Ryc. 5.3. Jednostki glebowe w zlewni różnicowej Czarnej Hańczy wg Harmonized World Soil Data (HWSD, 2012)

Do porównań danych obserwowanych i symulowanych w modelu SWAT znajdują zastosowanie następujące oceny:

a) współczynnik determinacji R^2, obliczanego wg formuły:

$$R^2 = \frac{[\sum_{n=1}^{n} (Y_i^m - Y_{sr}^m)(Y_i^s - Y_{sr}^s)]^2}{\sum_{n=1}^{n} (Y_i^m - Y_{sr}^m)^2 \sum_{n=1}^{n} (Y_i^s - Y_{sr}^s)^2}$$

gdzie: Y_i^m - wartość pomiarowa, Y_i^s - wartość symulowana, Y_{sr}^m - średnia arytmetyczna z wartości pomiarowych, Y_{sr}^s - średnia arytmetyczna z wartości symulowanych, n - liczebność zbioru danych.



Ryc. 5.4. Nachylenie terenu w zlewni Czarnej Hańczy [w %]

Kryterium oceny dopasowania wyników pomiarowych i symulowanych wg R^2 (Sarma i in. 1973):

- model znakomity - $0{,}91<R^2 \leq 1{,}00$,
- model bardzo dobry - $0{,}64<R^2 \leq 0{,}91$,
- model dobry - $0{,}49<R^2 \leq 0{,}64$,
- model zadowalający - $0{,}36<R^2 \leq 0{,}49$,
- model niezadowalający- $0{,}00<R^2 \leq 0{,}36$.

b) współczynnik efektywności modelu Nasha-Sutcliffa (NSE):

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{n=1}^{n} (Y_i^m - Y_i^s)^2}{\sum_{n=1}^{n} (Y_i^m - Y_{sr}^m)^2}$$

Wielkość współczynnika NSE klasyfikowana jest wg następujących przedziałów (Singh i in. 2004):

- model bardzo dobry - $0{,}75<NSE \leq 1{,}00$,
- model dobry - $0{,}65<NSE \leq 0{,}75$,
- model zadowalający - $0{,}50<NSE \leq 0{,}65$,

- model niezadowalający- NSE ≤0,50.

c) współczynnik odchylenia procentowego (PBIAS):

$$PBIAS = \frac{\sum_{n=1}^{n} (Y_i^m - Y_i^s)}{\sum_{n=1}^{n} Y_i^m} \cdot 100\%$$

Współczynnik ten klasyfikowany jest do następujących przedziałów (Singh i in. 2004):

- model bardzo dobry - PBIAS< ±10,
- model dobry - ±10 ≤ PBIAS <±15,
- model zadowalający - ±15 ≤ PBIAS < ±25,
- model niezadowalający - PBIAS ≥±25.

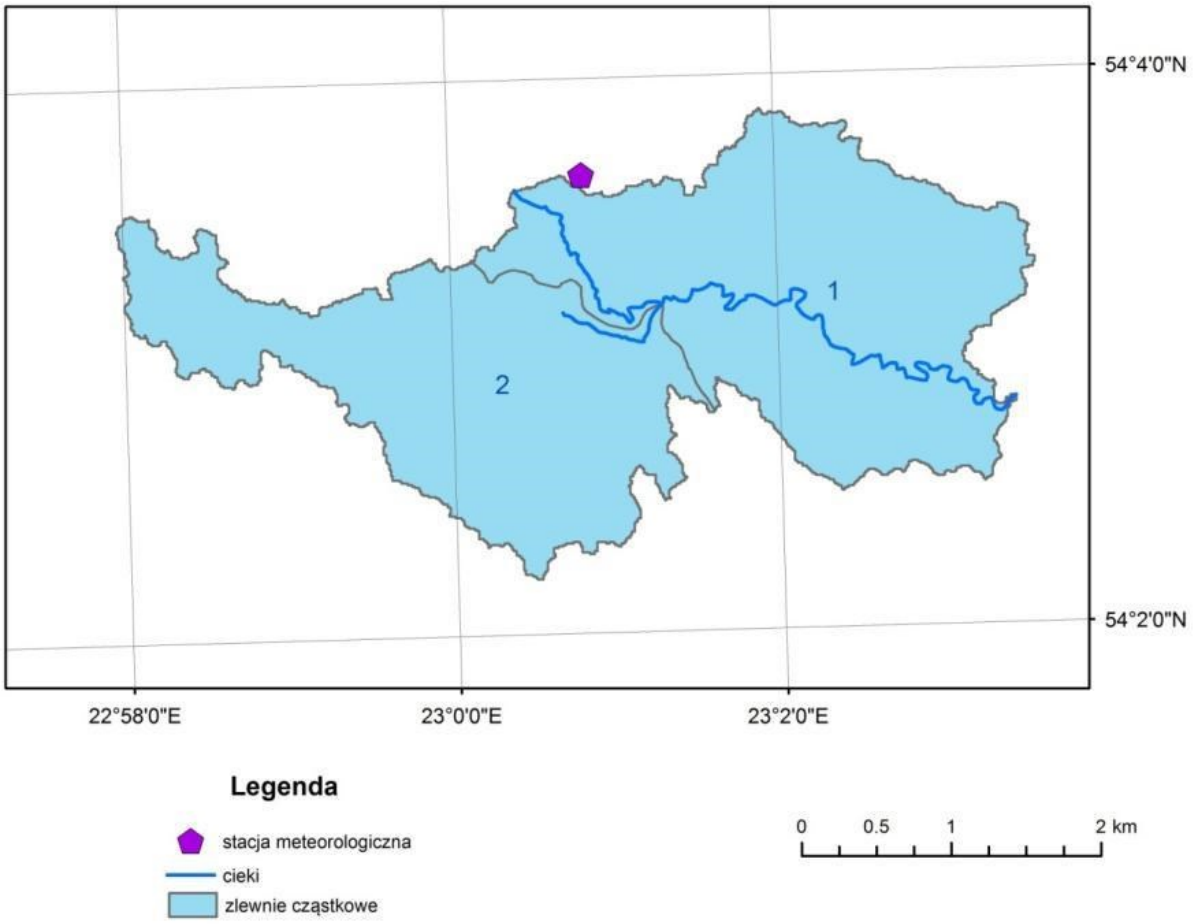
Dla okresów prognozowania odpływu 2021-2030 i 2041-2050 z portalu internetowego KLIMADA 2.0 (https://klimada2.ios.gov.pl/klimat-scenariusze/), którego administratorem jest Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, pobrano miesięczne dane klimatyczne (średnia temperatura powietrza, suma opadu i suma promieniowania słonecznego) dla węzła siatki 12,5 x 12,5 km, o współrzędnych geograficznych λ= 23,0431°E i ϕ=54,0092°N, najbliższego stacji meteorologicznej, z której dane wykorzystano do symulacji wstecznych (2005-2014 i 2015-2019). Pobrane dane dotyczyły scenariusza RCP4.5, zakładającego wzrost średniej temperatury na Ziemi o 2,5°C względem epoki przedindustrialnej. Obliczenia odpływu w okresach prognozy zostały przeprowadzone na wcześniej wykorzystywanych danych przestrzennych, z uwzględnieniem pobranych danych klimatycznych (KLIMADA 2.0) dla okresu referencyjnego 2011-2020. Uzupełnienia dotyczyły różnic między wartościami temperatury powietrza i sumy promieniowania słonecznego oraz procentowych zmian wysokości opadu w okresie prognozy i w okresie referencyjnym (2011-2020).

Do przeprowadzenia modelowania wykorzystano oprogramowanie ArcGIS/ArcSWAT z wykorzystaniem bazy danych SWAT 2009. W bazie tej zapisano rekordy zawierające parametry gleb oraz generator pogody. Kalibrację wyników symulacji przeprowadzono w oprogramowaniu SWAT Calibration and Uncertainty Program (SWAT-CUP) (Abbaspour i in. 2007) z wykorzystaniem algorytmu Sequential Uncertainty Fitting (SUFI2) (Abbaspour i in. 2004, 2007).

Procedura symulacji

Na podstawie mapy cieków (MPHP) w skali 1:10000 i cyfrowego modelu wysokości (DEM) w badanej zlewni wyróżniono tylko 2 zlewnie cząstkowe (Ryc. 5.5)

Modelowanie przeprowadzono z podziałem na okres kalibracji (2005-2014) i okres walidacji (2015-2019).



Ryc. 5.5. Modelowana struktura hydrograficzna zlewni różnicowej Czarnej Hańczy

Do wykonania symulacji zastosowano m. in. następujące metody:

- szacowanie opadu efektywnego – metoda SCS-CN (USDA-SCS, 1972),
- rozkład opadów – normalny (Skewed normal),
- szacowanie ewapotranspiracji – metoda Penman-Monteitha (Monteith, 1965).

Na podstawie analizy wrażliwości (*Sensitive Analysis*) wskazano, że największe znaczenie w kształtowaniu parametrów odpływu mają następujące parametry: GWQMN, CANMX, ESCO, GW_REVAP, SOL_AWC, SOL_Z. Kalibrację przeprowadzono w programie SWAT-CUP 2012 v. 5.1.6 w oparciu o algorytm kalibracji SUFI2. Wykonano cztery iteracje, każda iteracja obejmowała 500 symulacji.

Na podstawie kalibracji oszacowano optymalne wartości parametrów (Tab. 5.3). Tak przeprowadzona optymalizacja parametrów umożliwiła wykonanie symulacji w latach 2005-2014 (Ryc. 5.7). W obydwu okresach: kalibracji i walidacji uzyskano niskie oceny dopasowania wg R2 i NSE. Jedynie zadowalająca ocena dotyczyła PBIAS (Tab. 5.4).

Tab. 5.3. Nazwy i optymalne wartości parametrów kalibracji (2005-2014)

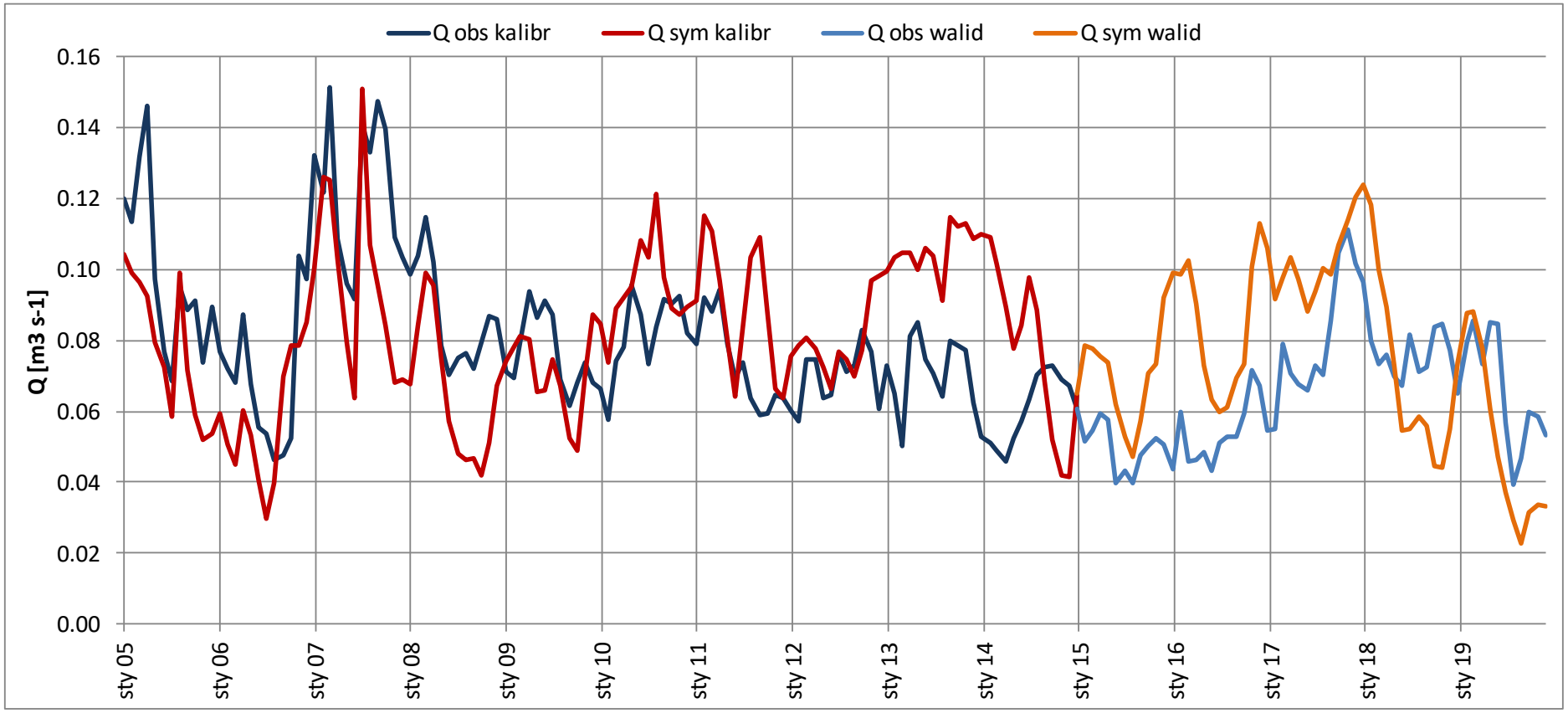
Nazwa parametru	Optymalna wartość
GWQMN	295
CANMX	0,25
ESCO	0,877
GW_REVAP	0,071
SOL_AWC	0,015
SOL_Z	977

Tab. 5.4. Ocena obserwowanych i symulowanych (po kalibracji) miesięcznych sum odpływu w oparciu o kryteria: współczynnik determinacji R^2, współczynnik efektywności modelu Nasha-Sutcliffa (NSE) i odchylenia procentowego (PBIAS) - okres kalibracji 2005-2011

Wyniki	**Okres kalibracji 2005-2014**			**Okres walidacji 2015-2019**		
	R^2	NSE	PBIAS	R^2	NSE	PBIAS
Wielkość oceny	0,12	-0,29	-0,6	0,16	-0,27	-16,2
Jakość oceny	niezadowalający	niezadowalający	b. dobry	niezadowalający	niezadowalający	zadowalający

W latach 2005-2009 odpływ obserwowany przewyższał odpływ symulowany ze zlewni Czarnej Hańczy (Ryc. 5.6). W latach 2010-2017 występowała odwrotna prawidłowość. W 2018 i 2019 r. ponownie obserwowano niedoszacowanie odpływu podczas symulacji.

Pomierzone wartości średniego miesięcznego odpływu i ładunków $N\text{-}NO_3$ i $P_{og.}$ i obliczonych na podstawie optymalnych symulacji zestawiono w tabeli 5.5.



Ryc. 5.6. Średnie miesięczne natężenie przepływu obserwowanego i symulowanego w okresie kalibracji (2005-2014) i w okresie walidacji (2015-2019)

Tab. 5.5. Przebieg rocznych obserwowanych i symulowanych (po kalibracji) sum odpływu, ładunków azotu azotanowego i fosforu ogólnego ze zlewni różnicowej Czarnej Hańczy w latach 2005-2019

Lata	Odpływ [mm]		Ładunek N-NO_3 [kg]		Ładunek $P_{og.}$[kg]	
	wartość obserwowana	wartość symulowana	wartość obserwowana	wartość symulowana	wartość obserwowana	wartość symulowana
2005	336,4	264,5	b.d.	b.d.	189,7	107,2
2006	233,8	195,0	b.d.	b.d.	184,4	104,0
2007	416,2	330,8	b.d.	b.d.	284,7	89,8
2008	295,5	220,8	b.d.	b.d.	239,8	53,1
2009	259,4	238,7	109,7	1558,5	-60,5	53,7
2010	274,5	319,0	614,9	1270,9	-73,5	204,7
2011	249,9	302,6	501,7	1690,3	-21,5	167,5
2012	236,5	267,2	773,4	1525,6	30,7	92,9
2013	243,3	355,9	926,1	2164,2	33,3	168,7
2014	203,8	271,5	1597,7	2295,4	19,5	53,1
2015	171,5	232,9	929,2	1517,5	58,4	57,3
2016	181,6	284,1	729,7	2454,8	305,6	56,9
2017	264,9	343,7	98,6	3038,9	338,0	71,1
2018	263,5	246,1	892,4	2551,9	156,5	44,6
2019	222,0	175,6	373,5	1282,1	57,9	48,8
Średnia	**256,9**	**269,9**	**686,1**	**1940,9**	**116,2**	**91,6**
Min.	**171,5**	**175,6**	**98,6**	**1270,9**	**-73,5**	**44,6**
Max.	**416,2**	**355,9**	**1597,7**	**3038,9**	**338,0**	**204,7**

b.d. - brak danych

Symulowany średni przepływ w wieloleciu 2005-2019 jest przeszacowany o ok. 5,0%. Współczynnik zmienności C_v rocznych sum odpływu symulowanego był niższy (20%) niż sum odpływu obserwowanego (24%).

Obserwowany średni roczny ładunek N-NO_3 stanowił ok. 35% ładunku symulowanego, pomimo podobnej średniej sumy odpływu (Tab. 5.5). Największe przeszacowanie wielkości ładunku przez model (nawet 30-krotne) występuje w latach o najniższym obserwowanym ładunku tego jonu wynoszącym ok. 100 kg. Pomiędzy symulowanym i obserwowanym średnim rocznym ładunkiem $P_{og.}$ występuje niewielka różnica, wynosząca 11%, na korzyść ładunku obliczonego na podstawie pomiarów. Występujące kierunki zmian między wynikami pomiarów i symulacji należy wiązać z występowaniem pokładów torfu w dnie doliny i procesami zachodzącymi w tej części badanej zlewni.

Najwyższy obserwowany średni miesięczny odpływ ze zlewni Czarnej Hańczy wystąpił w miesiącach wiosennych: w marcu i kwietniu (Tab. 5.6). Wyniki symulacji wskazują na występowaniu najwyższego odpływu wcześniej: w lutym i marcu.. Największe różnice „in plus" odpływu obserwowanego wystąpiły w październiku i listopadzie (2,2 mm), natomiast w lutym stwierdzono zawyżony, średnio o 5,1 mm, odpływ symulowany względem obserwowanego.

Tab. 5.6. Miesięczne wysokości warstwy opadu i odpływu [mm] w zlewni Czarnej Hańczy

w latach 2005-2019

Miesiąc	Wartości symulowane		Wartości pomiarowe	
	Opad atmosferyczny	Odpływ	Opad atmosferyczny	Odpływ
	[mm]			
I	38,5	25,6	38,5	22,0
II	28,7	26,7	28,7	21,6
III	32,0	26,8	32,0	23,4
IV	32,0	25,5	32,0	23,7
V	54,6	22,2	54,6	21,7
VI	65,9	20,0	65,9	19,9
VII	91,1	21,6	91,1	20,9
VIII	77,3	21,8	77,3	20,1
IX	52,0	21,1	52,0	21,1
X	46,4	20,3	46,4	22,5
XI	39,5	20,9	39,5	23,1
XII	37,8	22,6	37,8	21,7

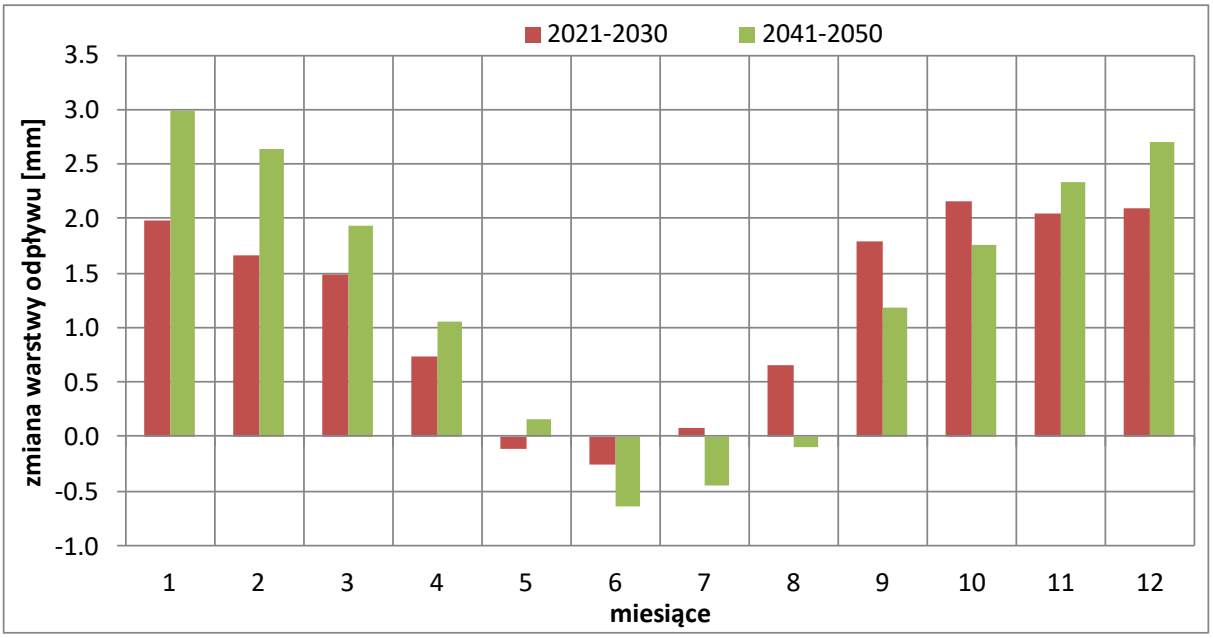
Dane klimatyczne uzyskane z internetowego portalu KLIMADA 2.0, posłużyły do symulacji odpływu w dwóch 10-letnich (dekadowych) okresach: 2021-2030 i 2041-2050 (Tab. 5.7). Średni roczny symulowany odpływ w okresie referencyjnym (KLIMADA 2.0) jest o ok. 50 mm niższy niż w przypadku symulacji wykonanej z wykorzystaniem danych meteorologiczny Stacji Bazowej ZMŚP Wigry. Średnia roczna suma odpływu w latach 2021-2030 zwiększy się o 14,3 mm (6,2%), natomiast w latach 2041-2050 średni roczny odpływ zwiększy się w porównaniu do dekady 2021-2030 o kolejne 1,3 mm.

Rozpatrując zmiany wielkości odpływu w poszczególnych miesiącach w obydwu dekadowych okresach prognozy, dla większości miesięcy stwierdzono wzrost średniego odpływu w odniesieniu do okresu referencyjnego 2011-2020, w okresie od września do stycznia sięgający 2,0 mm (Ryc. 5.7). Dla dekady 2041-2050, prognozowany wzrost odpływu w okresie od listopada do lutego jest jeszcze większy - między 2 a 3 mm. Brak zmiany lub recesja odpływu wystąpi w okresie od maja do sierpnia, z czego w czerwcu średni spadek odpływu przekroczy 0,5 mm w wieloleciu 2041-2050.

Tab. 5.7. Zmiany średnich miesięcznych i rocznych sum odpływu ze zlewni Czarnej Hańczy dla okresów: 2021-2030 i 2041-2050 w odniesieniu do wielolecia 2011-2019 w oparciu o scenariusze zmian klimatu w Polsce (KLIMADA 2.0)

Miesiąc	Lata 2011-2019 (symulacja)	KLIMADA 2.0		
		Okres referencyjny 2011-2020	Prognoza 2021-2030	Prognoza 2041-2050
	mm			
I	26,9	22,2	24,2	25,2
II	28,1	24,3	25,9	26,9
III	27,6	24,8	26,3	26,7
IV	25,7	23,4	24,1	24,5
V	22,6	20,1	20,0	20,3
VI	20,3	17,1	16,8	16,5
VII	21,1	15,9	16,0	15,4

VIII	20,9	15,5	16,1	15,4
IX	21,3	14,9	16,7	16,1
X	20,9	15,2	17,4	17,0
XI	21,8	17,7	19,8	20,1
XII	23,2	20,1	22,2	22,8
Suma roczna	**280,6**	**231,2**	**245,5**	**246,8**



Ryc. 5.7. Prognoza zmian miesięcznej warstwy odpływu ze zlewni różnicowej Czarnej Hańczy w latach 2021-2030 i 2041-2050 w porównaniu z referencyjnym wieloleciem 2011-2020

6. Funkcjonowanie geoekosystemu zlewni badawczej WIGRY w 2020 roku

Obszar zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY, o powierzchni 11,026 km^2, w większości (ponad 65%) znajduje się w granicach Wigierskiego Parku Narodowego (wschodnia część zlewni). Największą powierzchnię zlewni stanowią lasy (ponad 63%), które występują głównie na terenie Wigierskiego Parku Narodowego. Obszary rolnicze, w tym grunty orne, stanowią 23% i znajdują się przeważnie w zachodniej części zlewni. Wschodnia część zlewni, w granicach parku narodowego, podlega ochronie czynnej (rekonstrukcyjnej, renaturalizacyjnej, zachowawczej) oraz krajobrazowej, natomiast zachodnia pozbawiona jest jakiejkolwiek ochrony i poddana jest presji ze strony Zakładu Górniczego Sobolewo Suwalskich Kopalni Surowców Mineralnych. Fakt ten zdecydowanie różnicuje obszar zlewni pod względem oddziaływania czynników antropogenicznych - przestrzeń przyrodnicza części wschodniej zlewni w niewielkim stopniu podlega ich działaniu, natomiast część zachodnia poddana jest presji ze strony przemysłu wydobywczego i rolnictwa. Charakterystyczną cechą zlewni badawczej jest bardzo duży udział obszarów bezodpływowych - zajmują one 77% powierzchni zlewni. Ze względu na występowanie na terenie zlewni różnego rodzaju utworów piaszczystych, które zajmują 86,7% powierzchni, tereny bezodpływowe prawdopodobnie biorą jednak udział w

zasilaniu Czarnej Hańczy tyle, że raczej drogą podziemną niż w wyniku spływu powierzchniowego. Czynny pod względem spływu powierzchniowego fragment zlewni stanowi przede wszystkim koryto Czarnej Hańczy wraz z równiną zalewową.

Rok hydrologiczny 2020 należał do lat ekstremalnie ciepłych i suchych, średnia temperatura powietrza wynosiła 9,1°C, natomiast suma opadów wyniosła 517,2 mm. Temperatura powietrza była zatem wyższa o aż 2,3°C od średniej z ostatniego trzydziestolecia, natomiast wielkość opadów była niższa o 39,0 mm od średniej wielkości opadów z ostatniego trzydziestolecia. W porównaniu do roku poprzedniego rok hydrologiczny 2020 charakteryzował się temperaturą powietrza wyższą o 0,7°C oraz wyższymi opadami atmosferycznymi o 44 mm.

Pomimo wysokiej średniej rocznej temperatury powietrza w minionym roku nie wystąpiły dni bardzo upalne (>35°C), a dni upalne (>30°C) były 3 i wystąpiły tylko w sierpniu (w poprzednim roku w czerwcu i lipcu). Najcieplejszy miesiąc czerwiec charakteryzował się o taką samą temperaturą co najcieplejszy miesiąc w całym okresie badań (lipiec), a maksymalne temperatury dochodziły do ponad 30°C. Najchłodniejszym miesiącem był styczeń, ze średnią temperaturą 1,8°C i z minimalną temperaturą dochodzącą do -3,4°C (najniższą temperaturę zarejestrowano w marcu i wyniosła ona -9,7°C). W całym okresie badań (2002-2019) najchłodniejszy miesiąc roku (styczeń) charakteryzował się średnią temperaturą wynoszącą -3,9°C. W 2020 roku nie wystąpił okres termicznej zimy, który przeciętnie trwa 91 dni. Pokrywa śnieżna utrzymywała się zaledwie przez 6 dni (w poprzednim roku 60 dni), w tym przez 2 dni w styczniu i po 1 dniu w grudniu, lutym, marcu i maju, a jej grubość nie przekraczała 5 cm.

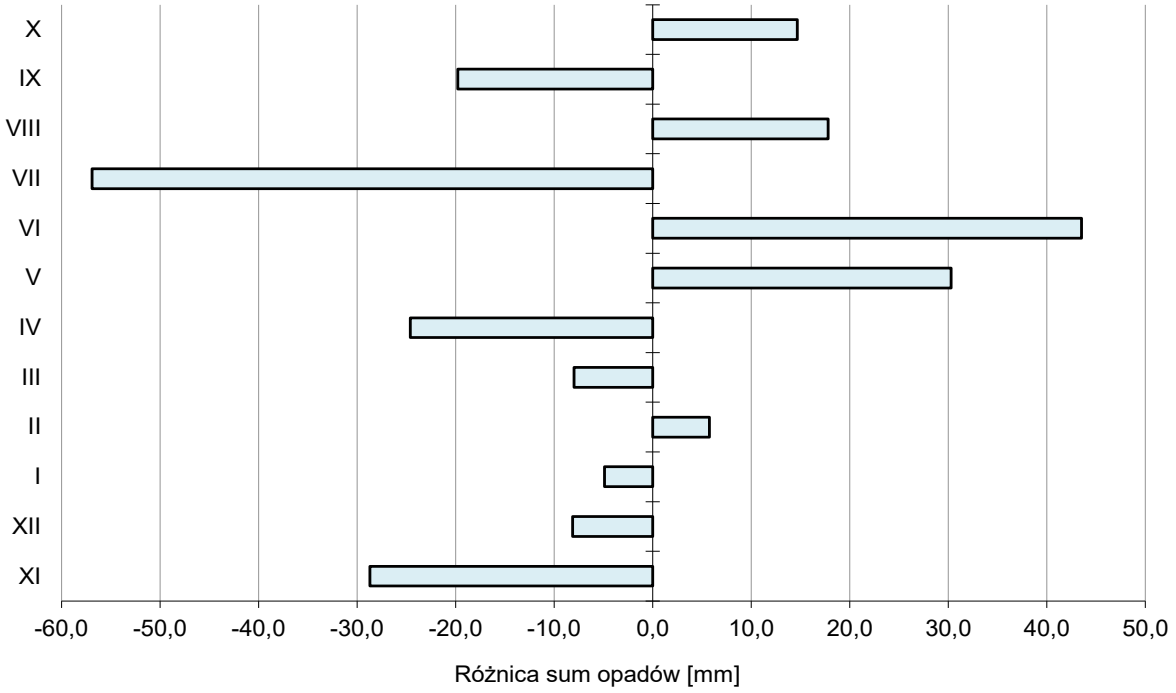
Bardzo duże znaczenie dla przyrody ma okres występowania dni z przymrozkami, a w szczególności z przymrozkami przygruntowymi. W 2020 roku wystąpiło 67 dni z przymrozkami (w poprzednim roku 60) – ostatni dzień przymrozkiem wystąpił 15 maja. Wystąpiły 102 dni z przymrozkami przygruntowymi, czyli o 8 więcej, niż w roku poprzednim. Ostatni dzień z przymrozkiem przygruntowym wystąpił 23 maja, a pierwszy 12 października. Przez cały rok gleba nie przemarzała, a średnie temperatury na głębokości 5 cm w okresie zimowym wahały się w zakresie od 4,1°C.

Rok 2020 był kolejnym okresem, w którym dobrze uwidoczniły się zmiany, jakie zachodzą w klimacie badanego obszaru. Szczególnie dobrze było to widoczne na przykładzie temperatury powietrza atmosferycznego. Średnia roczna temperatura za okres 1971-2001 wynosi 6,3°C, ale dla wielolecia 1981-2010 już 6,8°C. Jeszcze wyższa jest dla okresy ostatnich 19 lat (2002-2020) – 7,5°C. Analizując zmiany temperatury w ostatnich kilkunastu latach stwierdzono niewielki trend wzrastający wskazujący, że średnia roczna temperatura powietrza wzrasta przeciętnie o 0,8°C/10 lat (Ryc. 3.1.14).

Zmiany termiczne wyraźnie wpłynęły na długość trwania okresu wegetacyjnego. W roku

hydrologicznym 2020 okres ten rozpoczął się 2 kwietnia (w poprzednim roku 26 marca) i zakończył się 31 października – trwał zatem 226 dni (w poprzednim roku 200), co stanowi prawie 62% całego roku. Był on dłuższy tylko o 16 dni od przeciętnego okresu wegetacyjnego za lata 2002-2019 i aż o 23 dni od przeciętnego okresu wegetacyjnego z wielolecia 1981-2010. Biorąc pod uwagę wielolecie 1973-2019 średnia długość okresu wegetacyjnego wynosi 205 dni, z tendencją do wzrostu o ponad 5 dni/10 lat (Ryc. 3.1.15). Stwierdzona tendencja wydłużania się okresu wegetacyjnego na obszarze zlewni badawczej jest zgodna z wynikami dla innych regionów Polski i całego kraju (Szwejkowski i in. 2008, Nieróbca i in. 2013).

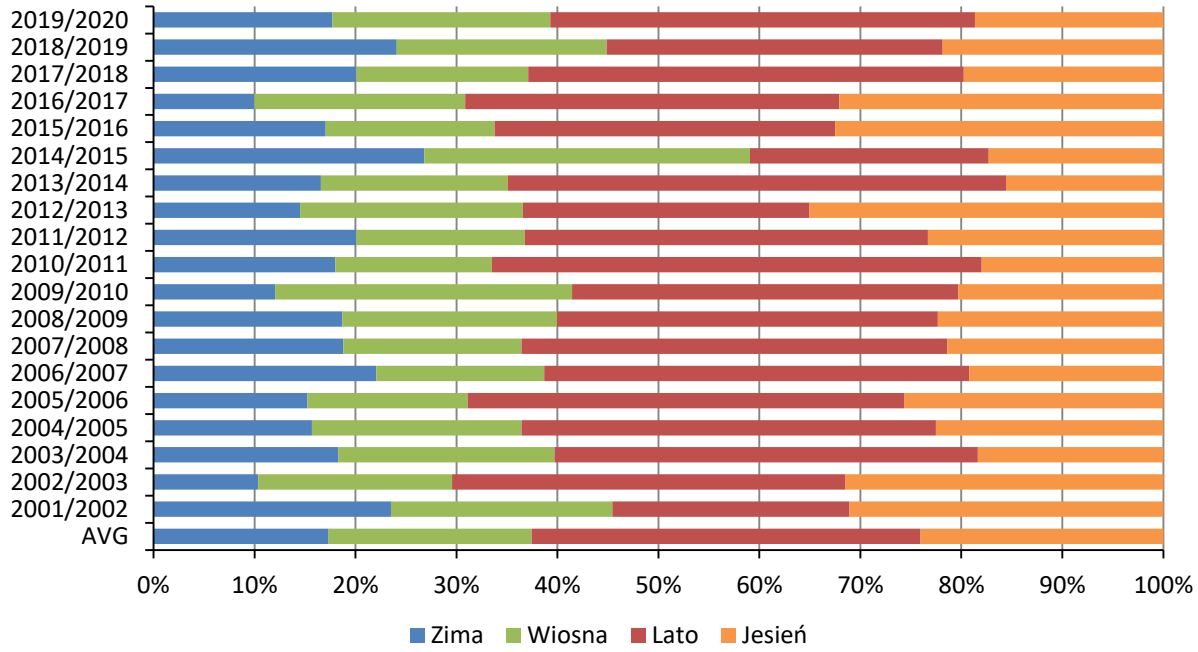
Miniony rok należał do lat normalnych z sumą opadów wynoszącą 517,2 mm. Były to opady o 39 mm mniejsze od średniej sumy opadów z ostatniego trzydziestolecia (1981-2010) oraz o 73,6 mm mniejsze od średniej sumy opadów z okresu 2002-2019, ale o 31,6-44,0 mm większe od opadów z ostatnich dwóch lat. Zatem po ostatnich dwóch suchych latach (z sumą poniżej 500 mm), nastąpił rok normalny, który jednak nie wyrównał deficytu wody w środowisku. Różnice w miesięcznych opadach pomiędzy rokiem 2020, a średnimi opadami z wielolecia 1981-2010, najwyraźniej zaznaczyły się w sierpniu – były one o prawie 57 mm niższe w stosunku do średniej z wielolecia oraz w czerwcu, kiedy były o 43,5 mm wyższe od średniej z wielolecia (Ryc. 6.1).



Ryc. 6.1. Odchylenie miesięcznych sum opadów (2020) od średniej z wielolecia 1981-2010, w Stacji Bazowej WIGRY

Zróżnicowanie czasowe opadów podkreślały także wieloletnie przebiegi sum opadów sezonowych (Ryc. 6.2). Wielkość opadów we wszystkich porach roku 2020 była zawsze

mniejsza niż w ostatnich 18 latach – opady zimowe były niższe o 12,6 mm, wiosenne o 7,4 mm, opady letnie o 8,5 mm, a opady okresu jesiennego o 45,1 mm.



Ryc. 6.2. Sumy sezonowych opadów w poszczególnych latach oraz średnia suma opadów w poszczególnych sezonach z okresu 2002-2020, w Stacji Bazowej WIGRY

Rok hydrologiczny 2020 był kolejnym nietypowym pod względem obiegu wody rokiem w zlewni badawczej „Wigry". Przyczyny tego stanu sięgają przynajmniej 2014 roku. W latach 2014-2015 powstał w całej zlewni górnego biegu Czarnej Hańczy (w tym w zlewni badawczej Wigry) głęboki deficyt wody związany z wystąpieniem niższych od średniej sum opadu atmosferycznego. W 2015 roku była ona najmniejsza (418,6 mm) w całym wieloleciu 2002-2020. Konsekwencją tego było z kolei pojawienie się rok później (2016) najniższego w wieloleciu odpływu ze zlewni (147,6 mm). Zasilanie opadowe z lat 2016-2017 rokowało uzupełnienie deficytu wody, ponieważ przekroczyło ono w 2016 roku 680 mm, a w 2017 roku było najwyższe w całym wieloleciu 2002-2020 (710,6 mm). Niestety lata 2018-2020 były latami o sumach opadu znacznie poniżej średniej (odpowiednio 485,6 mm, 473,2 mm i 517,2 mm), czego wpływ jest i będzie w zlewni badawczej odczuwalny. Analiza zmienności warstwy opadu i warstwy odpływu w ciągu ostatnich 19 lat wykazuje, że ze względu na stosunkowo wysoką jeziorność zlewni górnego biegu Czarnej Hańczy wpływ zmian zasilania opadowego na odpływ jest obserwowany z pewnym opóźnieniem. Nie inaczej sytuacja przedstawiała się w roku 2020. Co więcej, nie dość, że system obiegu wody w zlewni badawczej Wigry nie powrócił wciąż do stanu równowagi po głębokim deficycie zasobów wodnych z lat 2014-2015, to rok 2020 może być początkiem kolejnego okresu posusznego. Sytuacja hydrologiczna zlewni badawczej na

koniec roku hydrologicznego 2020 przedstawiała się zatem bardzo niekorzystnie, a perspektywy odbudowy zasobów wodnych zlewni są niezbyt optymistyczne.

Rok 2020 nie należał do typowych również ze względu na ustrój rzeczny Czarnej Hańczy. Wezbranie roztopowe było w zasadzie nieobecne, przez co półrocze zimowe było inne niż średnio w całym okresie 2002-2019. Wynikało to z prawie zupełnego braku zasilania opadowego w kwietniu, minimalnej miąższości pokrywy śnieżnej i systematycznie malejących zasobów wodnych zlewni. Stany wody rzeki Czarna Hańcza w profilu Sobolewo w większości przypadków kształtowały się w strefie stanów niskich. Rok 2020 nie odznaczał się żadnymi ekstremalnie wysokimi ani niskimi stanami wody, które wpłynęłyby na obraz całego okresu obserwacji od 2001 roku. Niemniej, był już kolejnym rokiem w serii lat o stanach poniżej średniej, która wpłynęła na średnie stany charakterystyczne w odniesieniu całego okresu obserwacji.

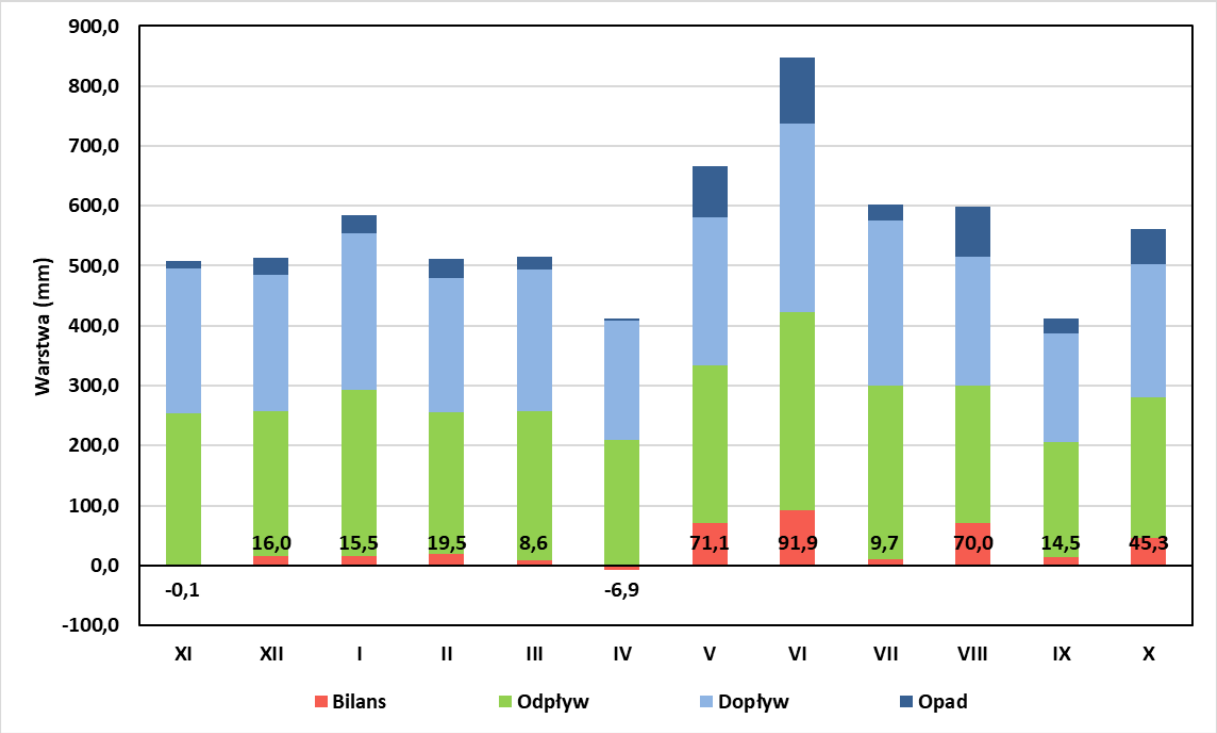
Średni roczny stan wody w profilu Sobolewo (SW) 226 cm był niższy od stanu średniego z wielolecia 2002-2020 (SSW) 233 cm. Zakres wahań stanów wody był mniejszy niż średnio w wieloleciu.

Przez większą część roku trwały niżówki, co może to oznaczać, że zasoby wody zretencjonowane w zlewni górnego biegu Czarnej Hańczy podczas intensywnego zasilania w 2017 roku zostały istotnie wyczerpane w latach 2018, 2019 i 2020, a pojedyncze intensywne epizody opadowe przy bezśnieżnych zimach i niedostatku zasilania w półroczu zimowym nie są w stanie ich uzupełnić.

To był już kolejny rok z bardzo niskim zasilaniem opadowym na początku wiosny. Bilans zasilania zlewni (opad i dopływ) i odpływu był w kwietniu ujemny (Ryc. 6.3). Generalnie ilość wody w obiegu w 2020 roku była znacząco niższa niż w 2019 roku.

Najwyraźniej podstawową cechą obiegu wody w zlewni badawczej w 2020 roku było podtrzymywanie odpływu z zasobów zlewni (np. wody podziemne), ponieważ zasilanie opadowe było drugi rok z rzędu niewystarczające do utrzymania przepływów na poziomie średnim wieloletnim. W tym miejscu pojawia się wpływ znacznej jeziorności zlewni powyżej Sobolewa oraz wysoki udział obszarów powierzchniowo bezodpływowych w zlewni badawczej Wigry. Sprawiają one, że jej retencyjność jest stosunkowo wysoka i pojawia się zdolność do gromadzenia zasobów wodnych oraz przesunięcie w czasie znaczącej reakcji odpływu na wahania zasilania. Okresem kapitalnie wpływającym na obieg wody w zlewni badawczej w latach 2017, 2018, 2019 i 2020 było półrocze letnie roku 2017. W ciągu tych 6 miesięcy warstwa opadu w zlewni osiągnęła 460 mm. Seria miesięcy o ponadprzeciętnych sumach opadu trwała nieprzerwanie od czerwca 2017 roku do stycznia 2018 roku. Przez te 8 miesięcy suma opadu w

zlewni wyniosła łącznie około 560 mm. Rok hydrologiczny 2018 rozpoczął się zatem od wysokich przepływów Czarnej Hańczy.



Ryc. 6.3. Zestawienie miesięcznych warstw opadu, dopływu (Sobolewo) i odpływu (Ujście) w zlewni badawczej WIGRY, w roku hydrologicznym 2020

Obieg geochemiczny pierwiastków pozostaje w ścisłym związku z obiegiem wody w zlewni, ponieważ stanowi on główne medium migracji jonów. Udział poszczególnych składowych zasilania i odpływu ze zlewni Wigry w 2020 roku (Ryc. 6.3) wskazuje, że główny strumień obiegu wody powinien stanowić w niej dopływ i odpływ rzeczny. Zasilanie opadowe ma tutaj zupełnie drugorzędne znaczenie. Analiza bilansu ładunków jonów w zlewni Wigry wskazuje, że depozycja pierwiastków wnoszonych wraz z opadem atmosferycznym stanowi niewielką część obiegu geochemicznego. Najbardziej istotny jest bilans ładunków wnoszonych do zlewni wraz z dopływem rzecznym oraz wymywanych ze zlewni w wyniku drenażu przez rzekę. W skali roku widoczna jest tendencja do wynoszenia pierwiastków ze zlewni (Tab. 6.1).

Tab. 6.1. Bilans materii rozpuszczonej w zlewni badawczej WIGRY, w roku hydrologicznym 2020

Parametr	*Wartość*
Składowe obiegu wody	
P - Opad atmosferyczny [mm]	*517,2*
H - Odpływ rzeczny [mm]	*161,7*
P-H [mm]	*355,5*
Bilans jonów denudacyjnych [kg•ha^{-1}]	
SO_4^{2-}	*-115,85*
Cl^-	*-201,14*
Ca^{2+}	*-73,53*
Mg^{2+}	*-7,99*

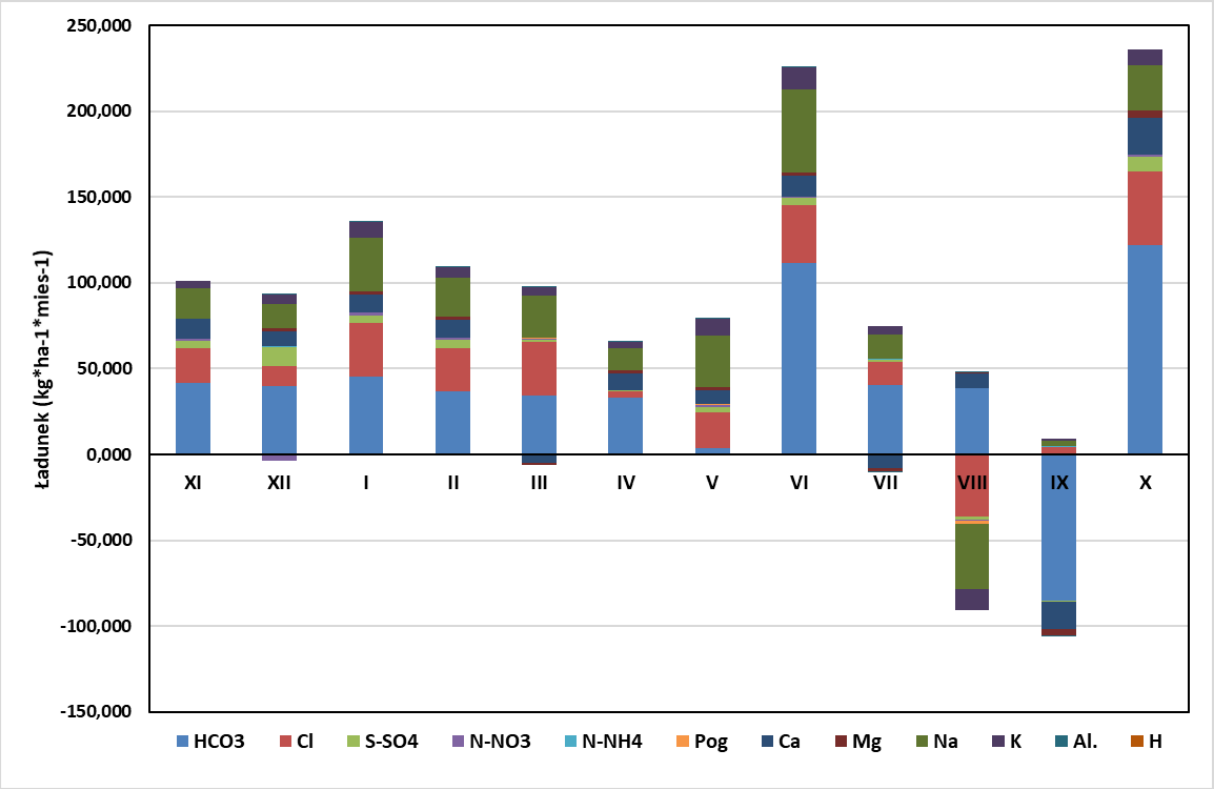
Na^+	*-206,57*
Suma JD	***-605,07***
Bilans jonów biogennych [kg•ha^{-1}]	
NO_3^-	*2,52*
NH_4^+	*1,76*
K^+	*-59,99*
Suma JB	***-55,72***
Bilans materii rozpuszczonej [kg•ha^{-1}]	
Suma JB+JD	***-660,78***

Tylko w przypadku jonów azotanowego i amonowego w 2020 roku obserwowano przewagę depozycji. Podobna sytuacja dotyczyła fosforu ogólnego, który nie jest uwzględniony w zestawieniu. W 2020 roku zanotowano stosunkowo duże ładunki jonów amonowego i azotanowego wchodzące do zlewni wraz z opadem atmosferycznym, natomiast duży ładunek fosforu ogólnego trafił wraz z dopływem rzecznym.

W porównaniu z rokiem 2019 suma wymytych jonów w przeliczeniu na 1 ha spadła o ponad 30 %. Ma to być może związek z prawdopodobnym spadkiem zasilania podziemnego w związku z kolejnym rokiem charakteryzowanym przez brak wystarczającego zasilania opadowego. Można zauważyć, że obserwowano spadek ładunku zarówno jonów denudacyjnych jak i jonów biogennych wymywanych ze zlewni. Pozwala to przypuszczać, że istnieje jednak związek między intensywnością denudacji i depozycji pierwiastków a sumą zasilania opadowego, dopływu i odpływu rzecznego ze zlewni badawczej. Istotna jest tutaj rola wód podziemnych w kształtowaniu reżimu geochemicznego. Dominacja niskich stanów wody i wartości przepływu w profilach hydrologicznych sugeruje, że zasilanie podziemne musiało być ważną składową obiegu wody w 2020 roku ze względu na niskie sumy opadów. Najwyraźniej jednak intensywność zasilania podziemnego obniżała się, a wraz z nią tempo denudacji jonów w zlewni. Niższy odpływ w porównaniu z 2019 rokiem przy nieznacznie wyższej sumie rocznej opadu sugeruje, że te zasoby wód podziemnych ulegają wyczerpaniu. To także tłumaczyłoby blisko 30% spadek niesionego rzeką ładunku pierwiastków, ponieważ jednocześnie stwierdzono blisko 20% spadek średnich wartości przepływu rzecznego, który w strefach stanów niskich pochodzi głównie z wód podziemnych oraz jeziornych. Zbyt niskie zasilanie opadowe nie miało szans wpłynąć na średnie przepływy w zlewni badawczej. Poza tym, pozostaje kwestia oceny zasięgu drenażu podziemnego w zlewni badawczej. Wydaje się, że niezgodność między powierzchnią zlewni topograficznej i zlewni podziemnej musi być znaczna, tak jak znaczny jest ładunek pierwiastków wynoszony przez wody rzeczne ze zlewni w porównaniu z ładunkiem do niej docierającym. Uwzględniając w bilansie jony denudacyjne i jony biogenne, największy ładunek wymywanych jonów stanowi sód a w drugiej kolejności są siarczany (2018) lub chlorki (2019, 2020). Istotną rolę odgrywa też wapń. W przypadku jonów biogennych zmienność z roku

na rok jest dosyć znacząca. Stała pozostaje duża dysproporcja między udziałem w obiegu jonów: potasowego i azotanowego a jonem amonowym. Gdyby wziąć pod uwagę jon wodorowęglanowy to jego ładunek wyniesiony ze zlewni w 2020 roku był ponad dwukrotnie większy niż łączny ładunek jonów: chlorkowego czy sodowego, które uwzględnione zostały w przytoczonym bilansie. Udziały pozostałych jonów były nieporównywalnie mniejsze i są to w kolejności: siarczanowy, wapniowy, potasowy, magnezowy, azotanowy i amonowy. Suma ładunków wymywanych jonów biogennych była blisko jedenastokrotnie mniejsza niż jonów denudacyjnych. Wydaje się, że jest to argumentem przemawiającym za przewagą zasilania z głębszych horyzontów wód podziemnych nad zasilaniem opadowym.

Podobnie jak w przypadku obiegu wody, w zlewni badawczej w 2020 roku dane miesięczne ujawniają pewne charakterystyczne cechy obiegu geochemicznego. W zasadzie przez wszystkie miesiące obserwuje się przewagę wymywania pierwiastków ze zlewni nad ich depozycją. Wyjątek stanowiły sierpień i wrzesień, kiedy za sprawą głębokiej niżówki i minimum odpływu (wrzesień) sumaryczny bilans ładunku jonów wskazał na przewagę akumulacji. Na drugim biegunie znalazły się październik i czerwiec, kiedy ładunek jonów odprowadzony wodami rzecznymi był największy (Ryc. 6.4). Oba wspomniane okresy łączy fakt, że występowały w nich odpowiednio: największa w 2020 roku niżówka (sierpień/wrzesień) i największe wezbranie (czerwiec). Z kolei październik robił wrażenie początku odwrócenia niekorzystnych tendencji, ze względu na wzrost zasilania opadowego, jednak zlewnia nie zdążyła w tym miesiącu wyjść ze stanu niżówki. Trudno powiązać zmienność czasową przepływu i opadów atmosferycznych z bilansem ładunków jonów deponowanych i wynoszonych ze zlewni. Ten brak związku stwierdzono również w latach 2017-2019, kiedy zdarzały się dwa kolejne miesiące, które charakteryzowały porównywalne sumy opadów i były one zupełnie odmienne pod względem bilansu ładunku pierwiastków w zlewni (np.: deficytowy i nadwyżkowy). Być może jest to kwestia bezwładności systemu zlewni. Za przykład mogą tu służyć miesiące maj i czerwiec 2020 roku. Oba były charakteryzowane przez opady powyżej normy (maj około 30 mm nadwyżki a czerwiec ponad 40 mm). Tymczasem ładunek jonów wymywany ze zlewni w maju był wciąż na poziomie miesięcy poprzedzających, ale już w czerwcu był ponad 2,5-krotnie wyższy. Oznacza to, że musi dojść do pewnej akumulacji zasilania, aby nastąpił wzrost denudacji jonów, która obniża się wraz ze spadkiem zasilania opadowego i odpływu ze zlewni. Trudności w powiązaniu zmienności obiegu wody ze zmiennością obiegu geochemicznego pierwiastków świadczy o konieczności bardziej wnikliwego rozpoznania zlewni, szczególnie pod kątem podziemnej składowej obiegu materii w zlewni.



Ryc. 6.4. Zestawienie miesięcznych ładunków pierwiastków wymywanych ze zlewni badawczej Wigry, w roku hydrologicznym 2020

Istotnym czynnikiem wpływającym na stan środowiska i procesy w nim zachodzące jest stopień zmineralizowania opadów, czyli ich skład chemiczny. Analiza właściwości fizykochemicznych opadów z 2020 roku, podobnie jak w roku poprzednim wykazała, że czynnik ten nie stanowił zagrożenia dla przyrody zlewni. Stężenia jonów były niższe od średniej wartości z wielolecia 1998-2019. Średnia wartość odczynu pH opadów (6,23) mieściła się w zakresie odczynu lekko podwyższonego, a przewodność elektrolityczna była o 24% wyższa w stosunku do roku poprzedniego (1,7 mS m^{-1}).

Biorąc pod uwagę wyniki z okresu 1999-2020 średnia roczna wartość pH opadów wykazuje od 2000 roku tendencję wzrostową – średnia wartość pH wzrasta przeciętnie o ponad 0,5 jednostki/10 lat (Ryc. 3.3.7). Średnie miesięczne wartości z tego wielolecia wyraźnie obniżają się w okresie zimowym (XII-III), osiągając najniższą wartość w grudniu i lutym (Ryc. 3.3.8).

Wody przechodzące przez korony drzew spłukują zgromadzony na powierzchni liści pył, zawierający liczne pierwiastki oraz wymywają niektóre jony z liści. Z koron drzew najwięcej zostało wymytych jonów potasowych – współczynnik koncentracji 58, magnezowych – 12,8 i wapniowych – 7,8, a najmniej jonów wodorowych – 1,9, amonowych - 3,2 i siarczanowych – 3,4 (Ryc. 3.4.7). Z opadem podkoronowym do podłoża zostało zdeponowanych łącznie 32,99 kg ha^{-1} jonów (o 9,56 kg ha^{-1} więcej niż w poprzednim roku), w tym 22,63 kg ha^{-1} kationów i 10,36

kg ha^{-1} anionów. Pośród nich największy udział miały jony potasowe - 8,75 kg ha^{-1} i wapniowe – 5,70 kg ha^{-1}, najmniejszy zaś jony magnezowe – 1,60 kg ha^{-1} i jony sodowe 2,46 kg ha^{-1}. Ładunki te nie stanowiły istotnego zagrożenia dla prawidłowego funkcjonowania środowiska przyrodniczego zlewni badawczej.

Część pierwiastków biogennych jest wprowadzana do obiegu przez roślinność drzewiastą w postaci martwej materii organicznej (opad organiczny). W minionym roku na wielkość ładunku opadu organicznego była niższa od średniej i wyniosła 4,87 t ha^{-1}, wielkość ta była jedną z najniższych od roku 2005.

Dominującą frakcją w opadzie organicznym w 2020, podobnie jak w całym okresie badań, była frakcji igieł - stanowiła ona 52% suchej masy rocznego opadu (Ryc. 3.8.1). Porównując miesięczne ładunki organów asymilacyjnych (igieł) z roku 2020 do ładunków z lat 2005-2019 stwierdzono, że w prawie całym roku hydrologicznym ładunek igieł w ostatnim roku był niższy od średnich analogicznych ładunków z wielolecia. Tylko we wrześniu ładunek igieł w roku 2020 (75,28 g m^{-2}) był o ponad 60% wyższy niż w wieloleciu (46,49 g m^{-2}). Natomiast sumaryczny ładunek materii w postaci igieł z roku 2020 (254,45 g m^{-2}) był znacznie niższy od średniego z okresu 2005-2019 (359,21 g m^{-2}).

Całkowity ładunek biogenów w opadzie organicznym z 2020 roku był znacznie niższy od ładunku z roku 2019 - o około 34%. W porównaniu do roku 2019 do dna lasu dotarło mniej: węgla organicznego (o 852,8 kg ha^{-1}), azotu ogólnego (o 6,3 kg ha^{-1}), potasu (o 2,4 kg ha^{-1}) oraz fosforu ogólnego (o 1,09 kg ha^{-1}).

Powszechnie wiadomo, że na stan środowiska przyrodniczego duży wpływ ma zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego. Czynnik ten badany jest w ramach ZMŚP zarówno bezpośrednio, poprzez ocenę zawartości w powietrzu dwutlenku siarki i tlenków azotu, jak i pośrednio poprzez ocenę stopnia zanieczyszczenia opadów atmosferycznych i zawartości metali ciężkich i siarki w plechach porostów.

Wcześniejsze badania wykazały już, że wielkości stężeń dwutlenku siarki i dwutlenku azotu, rejestrowane na terenie zlewni badawczej WIGRY, były wielokrotnie niższe od obowiązujących norm. Tak też było w roku 2020. Stwierdzone stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu nie przekraczały dopuszczalnych stężeń średniorocznych tych substancji w powietrzu. Były one wyraźnie wyższe w okresie jesienno-zimowym niż letnim, co ma związek ze zwiększoną emisją gazów podczas okresu grzewczego. Rozkład emisji SO_2 i NO_x w 2020 roku, z instalacji ciepłowniczych zlokalizowanych na terenie miasta Suwałki, należących do Przedsiębiorstwa Energetyki Cieplnej w Suwałkach, wskazuje że obiekty te są źródłem zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego, rejestrowanego na terenie zlewni.

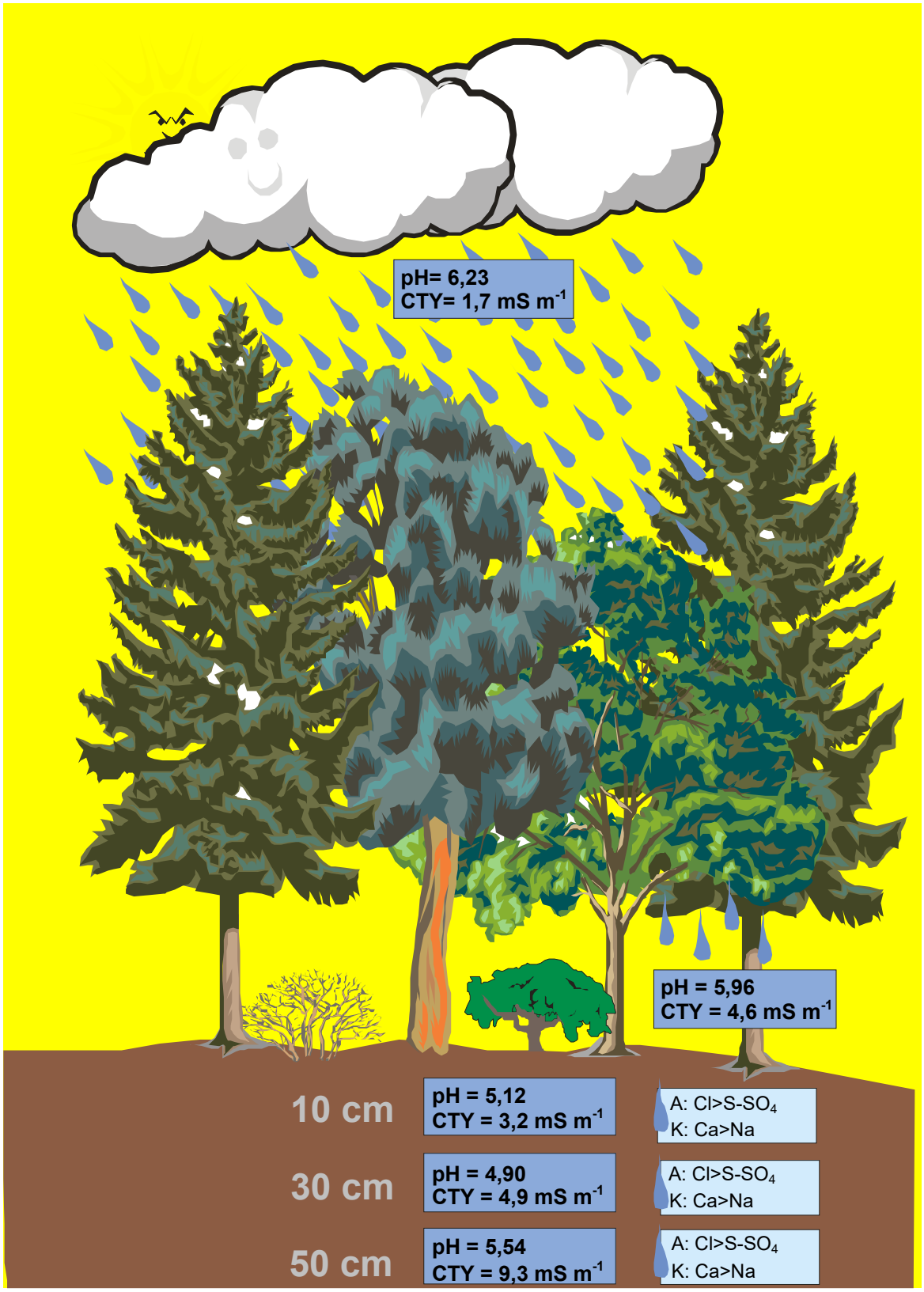
Potwierdzeniem dobrej jakości powietrza są również niskie stężenia i ładunki badanych jonów w wodzie opadowej, która wypłukuje zawarte w powietrzu zanieczyszczenia. Wszystkie badania dotyczące bezpośrednio lub pośrednio zanieczyszczenia powietrza wskazują, że jest ono niewielkie i nie zaburza funkcjonowania układów przyrodniczych na terenie zlewni.

W minionym roku hydrologicznym na jeden hektar niezalesionej powierzchni zlewni badawczej spadło z opadami atmosferycznymi 9,75 kg głównych jonów, wśród których przeważały jony amonowe (2,68 kg ha^{-1}), azotanowe (1,39 kg ha^{-1}) i chlorkowe (1,57 kg ha^{-1}). W porównaniu z rokiem 2019 depozycja jonów do podłoża była wyższa o ponad 4%. Zaznaczyła się przewaga azotu zredukowanego ($N\text{-}NH_4$) nad utlenionym ($N\text{-}NO_3$), co wskazuje na rolniczy charakter badanego obszaru i brak wpływu obszarów zurbanizowanych (Bytnerowicz i in. 1999).

Wody opadowe docierające do koron drzew charakteryzowały się odczynem lekko podwyższonym – pH=6,23 i lekko podwyższoną przewodnością – SEC=1,7 mS m^{-1} (Ryc. 5.5). Po przejściu przez warstwę koron drzew odczyn wód był nadal normalny (pH=5,96), a przewodność była mocno podwyższona (SEC=4,6 mS m^{-1}). Wody wnikając w głąb profilu glebowego charakteryzowały się odczynem od kwaśnego - na głębokości 10 cm, silnie kwaśnego - na głębokości 30 cm, do kwaśnego - na głębokości 50 cm. Przewodność elektrolityczna wody na głębokości 10 cm była znacznie podwyższona (3,2 mS m^{-1}), na głębokości 30 cm mocno podwyższona (4,6 mS m^{-1}), a na głębokości 50 cm silnie podwyższona (9,2 mS m^{-1}).

Rok hydrologiczny 2020, na tle wyników dotychczasowych badań położenia zwierciadła wód podziemnych, należy zaliczyć do lat suchych. Średnie roczne głębokości do zwierciadła wody podziemnej SG_R w piezometrach 007, 055, 056 wynosiły odpowiednio: 1190 cm, 1173 cm i 1416 cm. W piezometrze 007 średni roczny stan zwierciadła był o 22 cm niższy, niż w roku poprzednim oraz o 20 cm niższy niż średni poziom zwierciadła miarodajny dla okresu wielolecia reprezentatywnego 1999-2018. Amplituda pomiędzy rocznym stanem (położeniem) zwierciadła minimalnym NG_R i maksymalnym MG_R wyniosła 17 cm. W piezometrach 055 i 056 obniżenie się poziomu zwierciadła, względem roku poprzedniego, było większe i wynosiło odpowiednio 21 i 27 cm, a różnica między maksymalnym i minimalnym stanem zwierciadeł była nieco niższa w otworze 055 - 22 cm, a w otworze 056 wyższa - 31 cm.

Wyniki uzyskane z badanych otworów piezometrycznych wskazują, że piezometr 007 oraz dwa piezometry 055 i 056 charakteryzują się nieco odmiennym reżimem wód podziemnych, wynikającym z ich położenia w obrębie zlewni badawczej. Piezometr 007 znajduje się w strefie odpływu wód powierzchniowych, i tym samym najprawdopodobniej



Ryc. 6.5. Modyfikacje wód opadowych na obszarach leśnych zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY, w 2020 roku

i wód podziemnych, do rzeki Czarna Hańcza, natomiast piezometry 055 i 056 znajdują się w strefie bezodpływowej wód powierzchniowych, w pobliżu zbiornika wypełnionego wodą,

utworzonego w wyrobisku po kopalni kruszyw mineralnych. W piezometrze 007 lustro wody najwyższy poziom osiągnęło w listopadzie 2019 r., a następnie sukcesywnie obniżało się, osiągając najniższy poziom w październiku (Ryc. 3.6.2a). Podobny przebieg poziomu wody wystąpił w piezometrach 055 i 056 (Ryc. 3.6.2b i 3.6.2c).

Biorąc pod uwagę klasyfikację chemiczną wód podziemnych Alekina (1956) wody podziemne z piezometru 007 należy zakwalifikować do typu II. Odpowiedni zapis składu chemicznego uwzględniający podstawowe jony przedstawia się następująco:

$$34\% \div 35\%\ HCO_3 < 34\% \div 35\%\ Ca + 11\%\ Mg > 34\% \div 35\%\ HCO_3 + 7\% \div 8\%\ SO_4$$

Jest to woda podziemna zwykła, o niskiej mineralizacji (suma składników mineralnych zawiera się w przedziale 571-615 mg dm^{-3}, przy średniej 593 mg dm^{-3}), typowa dla wód podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego o zwierciadle swobodnym, zasilanego bezpośrednio infiltracją opadów atmosferycznych. Zgodnie z klasyfikacją Altowskiego i Szwieca (Pazdro, Kozerski 1990) zaliczamy ją do typu a) wód prostych, trójskładnikowych, typu wapniowo-magnezowo-wodorowęglanowe (Ca - Mg - HCO_3).).

W wyniku oceny stanu chemicznego wód podziemnych stwierdzono, że większość badanych wskaźników fizykochemicznych nie przekraczała zakresu tła chemicznego dla naturalnych wód podziemnych Polski. Niewielkie przekroczenia tła w odniesieniu do stężeń jonów SO_4 i NO_3 nie stanowią zagrożenia dla jakości wody, ponieważ nie przekraczają wartości progowej dobrego stanu chemicznego dla wód podziemnych.

Po przeprowadzeniu procedury kwalifikacyjnej, zgodnej z ww. Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 21 grudnia 2015 r. (Dz. U. 2016, poz. 85), poszczególne wskaźniki fizykochemiczne zaliczano do klas I, II lub III i nie stwierdzono ani jednego przypadku zaklasyfikowania ich do klas IV lub V. Tym samym stan chemiczny wód dla wszystkich wskaźników, próbek wody i całej badanej struktury hydrogeologicznej, w tym przypadku zlewni badawczej WIGRY, należy zakwalifikować jako dobry.

Analizując wielkości zanieczyszczeń środowiska przyrodniczego zlewni badawczej WIGRY można przyjąć, że czynnik ten nie decydował, lub decydował tylko w niewielkim stopniu i to lokalnie, o zmianach zachodzących w środowisku przyrodniczym. Rośliny i zwierzęta miały zapewnione dobre warunki bytowania na obszarze zlewni i ich występowanie czy wielkość populacji nie była w sposób istotny ograniczana tym czynnikiem.

Analizując zmiany powierzchni plech porostów, które są dobrym bioindykatorem zmian zachodzących w środowisku stwierdzono, że ponad połowa plech zmniejszyła od 1,6 do 24,2% swoją powierzchnię, w stosunku do wielkości z roku poprzedniego (z badanych od 2015 roku 16 stanowisk w 2020 roku na 5 z nich nie stwierdzono monitorowanych plech porostów). W 3 przypadkach powierzchnia plech uległa zwiększeniu - od 8,5 do 11,4%. Na wszystkich

badanych plechach porostów stwierdzono zarówno chlorozy jak i nekrozy. Znaleziono jedną plechę, u której powierzchnie uszkodzone były poniżej 10% powierzchni plechy (1 klasa uszkodzeń - brak uszkodzeń), podobnie jak w roku poprzednim. Nie stwierdzono plech o uszkodzeniach ponad 75% powierzchni plechy (klasa 5 - plecha obumierająca), a w roku 2019 takie plechy były 2 i obie obumarły całkowicie. Biorąc pod uwagę cały okres badań (od 2015 roku) należy stwierdzić, że kondycja plech badanych porostów uległa pogorszeniu. Biorąc pod uwagę wyniki obserwacji plech porostów krzaczkowatych, a zatem porostów wrażliwych na zmiany w środowisku, a zwłaszcza jego zanieczyszczenie, trudno wnioskować o dobrych warunkach dla rozwoju tych organizmów na terenie zlewni badawczej. Tylko na jednym stanowisku stwierdzono duży przyrost liczby plech (aż o 533%). Na pięciu stanowiskach liczba plech zmniejszyła się, natomiast na trzech nie zmieniła się. Trudno jest jednoznacznie wskazać przyczyny zamierania plech i zmiany udziału części zdrowych i uszkodzonych. Wydaje się, że zmiany te nie były spowodowane zanieczyszczeniem powietrza, ani warunkami meteorologicznymi. Bardziej prawdopodobne jest, iż wynikają one z naturalnych cykli życiowych porostów.

Nadal istnieje potencjalne zagrożenie środowiska przyrodniczego zlewni badawczej ze strony inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia. Jeszcze kilka lat temu zagrożenie to, zwłaszcza ze strony niecierpka gruczołowatego *Impatiens glandulifera*, było małe, co było wynikiem działań Parku, polegających na zwalczaniu tego gatunku na terenie całej doliny Czarnej Hańczy. Jednak brak dalszych intensywnych działań ochronnych spowodował, że populacja tego gatunku odbudowuje się - w latach 2016-2017 (po zakończeniu intensywnych zabiegów zwalczania) niecierpek występował na 17 stanowiskach, w 2018 na 44, a w 2020 roku na 53. Wzrasta też wiedza na temat rozprzestrzeniania się innego gatunku niecierpka obcego pochodzenia - niecierpka drobnokwiatowego *Impatiens parviflora*. W 2017 roku były znane 352 stanowiska tego gatunku na terenie zlewni badawczej, w 2018 - 568, a w 2020 roku już 630.

Spośród gatunków roślin obcego pochodzenia, stwierdzonych na terenie zlewni badawczej, aż zdecydowana większość należy do grupy gatunków inwazyjnych w skali całego kraju. Niepokojące jest pojawianie się kęp nawłoci późnej w głębi obszarów leśnych (w tym w olsie w dolinie Czarnej Hańczy). Stanowisko to musi być szczegółowo monitorowane w następnych latach.

Wyniki uzyskane w 2020 roku dla terenu zlewni badawczej z poszczególnych programów pomiarowych potwierdzają, że podobnie jak w poprzednich latach największy wpływ na środowisko przyrodnicze zlewni mają warunki pogodowe. To stwierdzenie zgodne jest z „Oceną wpływu zmian klimatu na różnorodność biologiczną oraz wynikające z niej wytyczne dla działań administracji ochrony przyrody do roku 2030" opublikowaną przez Generalną Dyrekcję Ochrony

Środowiska (Bartosz i in. 2012). Z opracowania tego wynika, że „kluczowy wpływ na gatunki i siedliska w perspektywie najbliższych lat będzie miała intensyfikacja ekstremalnych zjawisk pogodowych takich jak gwałtowne, ulewne opady, porywiste wiatry, powodzie czy długotrwale utrzymujące się okresy bezopadowe, połączone z wysokimi temperaturami i występującymi w ich efekcie suszami".

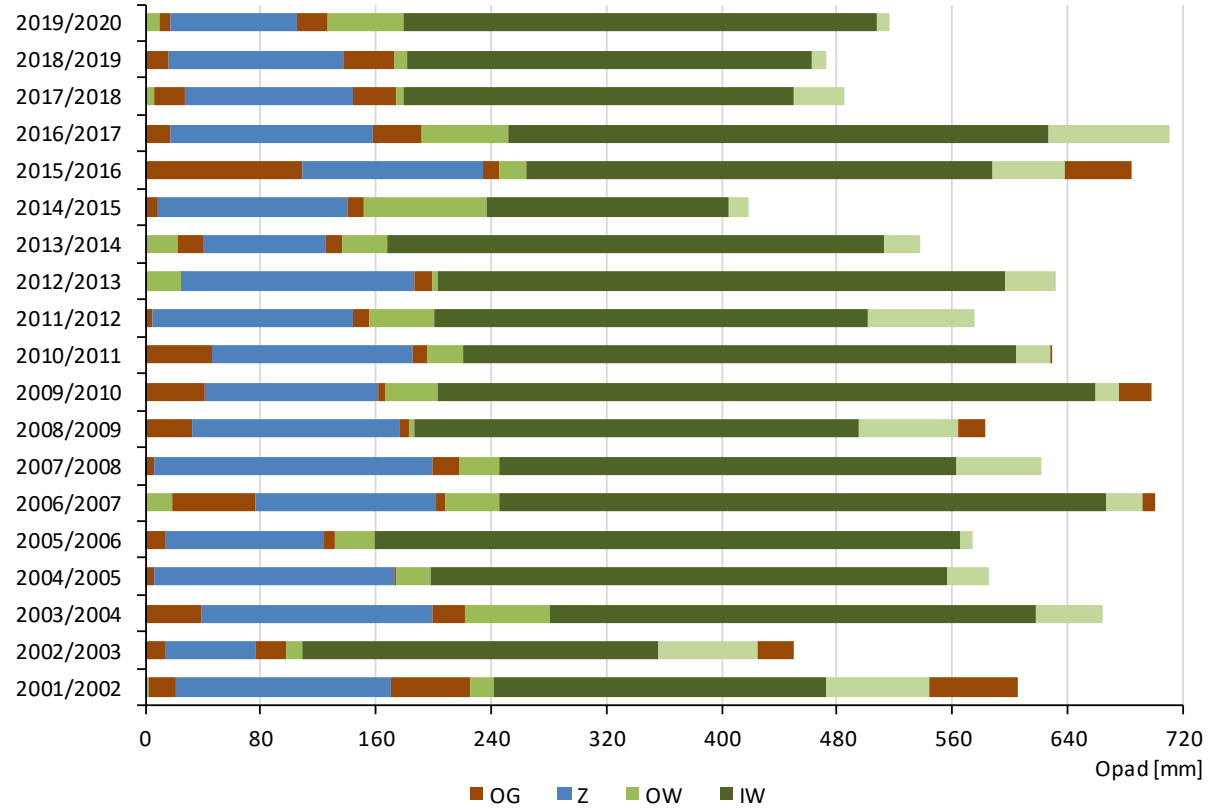
Wyniki programów pomiarowych dotyczących jakości środowiska przyrodniczego zlewni, w tym chemizmu powietrza, opadów atmosferycznych czy wód powierzchniowych i podziemnych wskazują, że kluczowe dla poprawnego funkcjonowania geoekosytemów zlewni są zagrożenia związane ze zmianami klimatycznymi. O ile zmienność niektórych parametrów klimatycznych na terenie zlewni, zarówno w wymiarze przestrzennym jak i czasowym, nie jest niczym nadzwyczajnym, o tyle tempo tych zmian jest niepokojące i zasługuje na szczególną uwagę. Warunki pogodowe, a zwłaszcza zjawiska ekstremalne, odgrywają bardzo istotną rolę w przyrodzie. Temperatura powietrza i opady w największy i najbardziej widoczny sposób wpływają na stan przyrody i zachodzące w środowisku zjawiska. Temperatura i opady, zwłaszcza w okresie wczesnowiosennym, mają duże znaczenie dla wilgotności gleby, a tym samym dla rozwoju młodych roślin. Można zatem przypuszczać, że dla stabilności ekosystemów leśnych zlewni badawczej skala i tempo zmian klimatycznych, w tym długotrwałych okresów bezopadowych oraz fal upałów, których konsekwencją jest zjawisko suszy, są obecnie największym zagrożeniem - grożą przeciążeniem zdolności adaptacyjnych lasów. Wyraźny wzrost średniej temperatury powietrza, powodujący dodatkowo zwiększoną ewapotranspirację oraz ewaporację z powierzchni zbiorników, cieków i gleb, również pogłębia to zjawisko.

Opady atmosferyczne są obok temperatury powietrza - najważniejszym czynnikiem klimatycznym, kształtującym szatę roślinną, są głównym i najważniejszym źródłem zaopatrzenia roślin w wodę. Woda stanowi uniwersalny rozpuszczalnik dla soli mineralnych i innych substancji wchodzących w reakcje biochemiczne w organizmie rośliny. Aby rośliny mogły korzystać z tej wody musi ona dostać się do gleby. Woda opadowa zatrzymywana jest na powierzchni liści, gałęzi oraz pni, skąd w większości odparowuje. W przypadkach, kiedy powierzchnia gałęzi i pni pokryta jest warstwą mchów czy porostów, woda zostaje też częściowo wchłonięta przez te organizmy. W konsekwencji ilość wody docierającej do dna lasu jest najczęściej znacznie mniejsza od jej ilości docierającej do koron drzew. O wielkości intercepcji podokapowej decyduje wiele różnych czynników, w tym wielkość opadów atmosferycznych, ich intensywność, skład gatunkowy drzewostanu, struktura przestrzenna pułapu drzewostanu czy zdrowotność drzew. Intercepcja jest szczególnie istotna, gdy opady są niewielkie i drzewostan pochłania niemal całą wodę opadową.

Bardzo niskie opady atmosferyczne w minionym roku sprzyjały występowaniu okresów posuchy, czyli okresów bezopadowych lub z bardzo małymi opadami. Spośród wszystkich zjawisk atmosferycznych mogących wpływać na stan przyrody, a zwłaszcza roślinność, posuchy mogą powodować największe zagrożenie. Jest ono tym większe, gdy posuchy występują w okresach krytycznych pod względem zapotrzebowania przyrody na wodę.

W minionym roku stwierdzono 9 okresów posuchy (w poprzednim roku 7), w tym 3 okres posuchy umiarkowanej (18-28 dni bez opadu) i brak okresu posuchy długotrwałej (ponad 28 dni bez opadu) - w poprzednim roku wystąpił jeden taki okres. Przy wyznaczaniu okresów posuchy przyjęto za Bacem, Koźmińskim i Rojkiem (1993), że ciągi dni bezopadowych mogły być przerywane 1-2 kolejnymi dniami z łącznym opadem równym lub większym od 1,5 mm. Wydaje się jednak, że wielkość opadu, która decyduje o przerwaniu okresu posuchy jest zbyt mała. Coraz częściej mamy bowiem do czynienia z występowaniem wysokich temperatur powietrza, a tym samym znacznym parowaniem wody z powierzchni gleby i roślin. W takiej sytuacji opad wielkości 1,5 mm, rozłożony w ciągu 1-2 dni, nie ma żadnego znaczenia dla przyrody. Należy się zastanowić czy do wyznaczania okresów posuchy nie przyjąć innego kryterium, np. zastosowane przez Konopko (1988), według którego okres posuchy zostaje przerwany opadem wielkości min. 5 mm, występującym w ciągu 1-2 kolejnych dni.

Łącznie okresy posuchy trwały 132 dni (o 15 dni więcej niż w 2010 r.), w trakcie których spadło 11,5 mm opadów atmosferycznych rozłożonych w ciągu 23 dni. Pięć okresów posuchy przypadało na okres wegetacyjny – od kwietnia do października. Pierwszy okres posuchy umiarkowanej pojawił się już na początku okresu wegetacyjnego - w dniach 13 marca - 2 kwietnia. Kolejny, najdłuższy okres posuch umiarkowanej, wystąpił w dniach od 3 do 30 kwietnia (trwał 28 dni). Generalnie rozkład czasowy opadów był w miarę korzystny dla środowiska przyrodniczego – ponad 77% sumy opadów przypadało na okres wegetacyjny (spadło w tym czasie 399,6 mm opadów), z tego ponad 329 mm w okresie intensywnej wegetacji (Ryc. 6.6). W poprzednim roku, w którym roczna suma opadów była niewiele wyższa, w okresie wegetacyjnym spadło ponad 63% (300,4 mm), a na okres intensywnej wegetacji przypadło prawie 60% (317,8 mm) opadów.



Ryc. 6.6. Sumy opadów w poszczególnych latach z wyróżnieniem okresu wegetacyjnego (Stacja Bazowa WIGRY, lata 2002-2020)

Wyniki monitoring zmian poziomu wód gruntowych w podmokłych ekosystemach leśnych zlewni badawczej w znacznej części potwierdziły znaczący deficyt wody w środowiskach leśnych. Miniony rok charakteryzował się najniższymi poziomami wód gruntowych w borze bagiennym (Ryc. 4.3) i świerczynie bagiennej (Ryc. 4.7). Zespoły te występują w miejscach z bardzo wysokim poziomem stagnujących wód gruntowych pochodzenia opadowego. W stanie naturalnym zwierciadło wody nie opada poniżej 50 cm pod powierzchnię terenu (np. w borze bagiennym), a w badanym środowisku w okresie listopad-październik poziom wód kształtował się na poziomie od 28 do 69,6 cm poniżej powierzchni terenu (Ryc. 4.2). Taka sytuacja wpływa na spowolnienie procesu przemiany materii, osłabienie wzrostu roślin, w tym drzew, zmniejszenie przyrostu biomasy, a przez to zmniejsza sekwestrację CO_2. Ma to również wpływ na osłabienie kondycji drzewostanów, a tym samym na możliwość pojawienia się chorób drzew i gradacji owadów (np. korników), które mogą powodować zamieranie pojedynczych drzew oraz fragmentów drzewostanów.

Na terenie zlewni badawczej i w jej otulinie występują również inne siedliska przyrodnicze, które wykazują wysoką wrażliwość na zmiany klimatu, m.in. torfowiska przejściowe i trzęsawiska (kod 7140) czy górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk (7230). Są to przede wszystkim siedliska hydrogeniczne o bardzo dużej wrażliwości na wszelkie zaburzenia stosunków wodnych. Według Bartosza i in.

(2012) na te siedliska będą oddziaływały takie czynniki, jak: długotrwałe okresy bezdeszczowe, zwiększona frekwencja upałów, krótszy czas zalegania i mniejsza wysokość pokrywy śnieżnej. To może doprowadzić do zmniejszenia uwodnienia siedlisk, powodując nasilenie procesu murszenia hydrogenicznych utworów glebowych oraz mineralizacji materii organicznej i uwalnianie związków biogennych. W konsekwencji następuje eutrofizacja środowiska, zanik charakterystycznych gatunków, ekspansja roślin nitrofilnych oraz powolne zarastanie obszaru roślinnością krzewiastą i drzewiastą. Taki scenariusz jest prawdopodobny dla całego obszaru Natura 2000 „Ostoja Wigierska", w granicach którego znajduje się przeważająca część zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY. Według autorów wspomnianego już wyżej opracowania (Bartosz i in. 2012) „Ostoja Wigierska" została zaliczona do grupy obszarów „naturowych" o wysokim stopniu zagrożenia zmianami klimatycznymi ze względu na przedmiot ochrony. Można zatem przyjąć, że wszystkie siedliska i gatunki, zależne od warunków wilgotnościowych, są na tym terenie wysoce zagrożone. Należą do nich wszystkie torfowiska oraz rośliny torfowisk i podmokłych łąk.

Z dużym prawdopodobieństwem można stwierdzić, że zmiany klimatyczne mogą także wpłynąć na uaktywnienie się lub zwiększenie intensywności czynników, które niekorzystnie będą oddziaływały na gatunki i siedliska, a w konsekwencji mogą doprowadzić do zachwiania równowagi w ekosystemach. Autorzy „Oceny wpływu zmian klimatu na różnorodność biologiczną ..." jako przykładowe czynniki klimatyczne, mogące mieć znaczący wpływ na przyrodę, podają m.in.: liczbę dni z temperaturą ujemną, liczbę dni upalnych z temperaturą powyżej 30°C, długość okresów bezopadowych, długość okresu wegetacyjnego, wielkość opadów czy wysokość i okres zalegania pokrywy śnieżnej. Skutki, jakie mogą wywołać w przyrodzie zmiany klimatyczne, z reguły można przewidzieć. Mogą to być przykładowo: wzrost eutrofizacji wód i deficytu wilgoci w glebie oraz związane z tym pogorszenie warunków życia niektórych organizmów, obniżenie poziomu wód powierzchniowych i podziemnych, a w konsekwencji zanikanie małych zbiorników wodnych będących miejscem rozrodu i występowania licznych gatunków roślin i zwierząt, zmniejszenie zasięgu i czasu trwania wiosennych zalewów dolin rzecznych - wpływające na występowanie gatunków wodno-błotnych czy gwałtowne zmiany w siedliskach leśnych związane z silnymi wiatrami. Najczęściej nie znamy dokładnej granicy odporności przyrody na te czynniki.

Trudno też do końca przewidzieć wpływ inwazyjnych gatunków obcego pochodzenia na nasze rodzime gatunki oraz wynikający z tego stopień przekształcenia siedlisk. Wydaje się, że zmiany klimatyczne są jednym z głównych czynników odpowiedzialnych za inwazje gatunków obcych geograficznie. Na poziomie globalnym inwazyjne gatunki obce są powszechnie uważane

za jedno z największych zagrożeń dla różnorodności biologicznej, ustępujące pod względem ważności tylko utracie i degradacji siedlisk.

Wyniki uzyskane z programów pomiarowych ZMŚP, zarówno z lat poprzednich jak i z ostatniego roku, w większości przypadków nie wskazują na istotne zagrożenia dla środowiska przyrodniczego zlewni badawczej. Ogólnie należy stwierdzić, że obszar zlewni charakteryzuje się dobrym stanem środowiska, a obserwowane zmiany mają przeważnie charakter naturalny i na ogół nie wpływają negatywnie na stan przyrody. Do czynników decydujących o niekorzystnych przemianach w przyrodzie zlewni należą czynniki klimatyczne (zwłaszcza niedobór wody) oraz ekspansja inwazyjnych gatunków roślin obcego pochodzenia. Pierwszy z nich w dalszej perspektywie może (przy wystąpieniu skrajnie suchych lat) poważnie zagrozić gatunkom i siedliskom przyrodniczym zależnym od wód. Obniżanie się poziomu wód powierzchniowych i podziemnych oraz deficyt wody (zwłaszcza w okresie wiosennym) i związane z tym przesuszenie gleby oraz torfowisk, mogą spowodować niekorzystne, trudno odwracalne zmiany w środowisku i doprowadzić do utraty niektórych wartości przyrodniczych. Zmiany w środowisku, wywołane deficytem wody, są już na tyle znaczące, że wystąpienie jednego czy kilku sezonów z większymi opadami, nie spowoduje odbudowy zasobów wody w środowisku w wystarczającym stopniu. W tym kontekście ważne staje się nasilenie obserwacji zmian stanów wód podziemnych w środowiskach zależnych od wody oraz badanie wpływu tych zmian na przyrodę. Wyniki tych badań powinny stanowić podstawę do podejmowania działań ochronnych, polegających np. na ochronie małej retencji.

Potencjalnym źródłem zagrożenia dla przyrody zlewni, zwłaszcza jej zachodniej części, nadal są kopalnie żwiru. W wyniku pozyskiwania tego surowca przy północno-zachodniej granicy zlewni powstają głębokie wyrobiska, zmieniające stosunki wodne na tym terenie oraz wprowadzające zanieczyszczenia pyłowe.

Znaczna część zlewni badawczej Stacji Bazowej WIGRY położona jest na terenie chronionym: w ramach Wigierskiego Parku Narodowego, obszaru objętego Konwencją Ramiarską - skupiającą najcenniejsze obszary wodno-błotne świata oraz obszarów wyznaczonych w ramach Europejskiej Sieci Ekologicznej Natura 2000 ("Ostoja Wigierska" PLH200004, "Puszcza Augustowska" PLB200002 - północny fragment obszaru). Fakt ten powoduje, że rezultaty uzyskiwane w ramach ZMŚP mogą być przydatne do określania zmian

zachodzących na tych terenach oraz planowania i podejmowania działań mających na celu utrzymanie lub poprawę stanu ochrony gatunków i siedlisk.

6. Literatura

A1ekin O. A. 1956. Podstawy hydrochemii. Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa.

Atlas Podziału Hydrograficznego Polski, 2005, IMGW, Warszawa.

Bajkiewicz-Grabowska E., Mikulski Z. 2006. Hydrologia ogólna. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.

Bartosz R., Bukowska M., Chylarecki P., Ignatowicz A., Puzio A., Wilińska A. 2012. Ocena wpływu zmian klimatu na różnorodność biologiczną oraz wynikające z niej wytyczne dla działań administracji ochrony przyrody do roku 2030. GDOŚ Warszawa, 93.

Ber A. 1981. Pojezierze Suwalsko-Augustowskie. Przewodnik geologiczny. Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.

Borecki, T., Keczyński, A. 1992. Atlas ubytku aparatu asymilacyjnego drzew leśnych. Generalna Dyrekcja Lasów Państwowych, Agencja Reklamowa „Atut", Warszawa, s. 1-48.

Jansen W., Block A., Knaack J. 1988. Acid rain. History, generation, results. Aura 4:18−19.

Kondracki J. 2002. Geografia regionalna Polski. PWN Warszawa.

Konopko S. 1988. Częstotliwość występowania okresów posusznych w rejonie Bydgoszczy na podstawie wieloletnich obserwacji. Wiad. IMUZ t. 15 z. 4. s. 104-113.

Kowalkowski A., Swałdek M., 1994. Analiza podstawowych chemicznych właściwości gleb z elementami analityki. WSP, Kielce.

Koźmiński Cz. 1983. Agroklimat województwa szczecińskiego. Szczecin: Szczec. TN Wydz. Nauk Przyr.-Rol. t. 1, ss. 194.

Krużel J., Ziernicka-Wojtaszek A., Borek Ł, Ostrowski K., 2015. Zmiany czasu trwania meteorologicznego okresu wegetacyjnego w Polsce w latach 1971-2000 oraz 1981-2010. Inżynieria Ekologiczna, 44, s. 47-52.

Macioszczyk A. 1987. Hydrogeochemia. Wyd. Geologiczne, Warszawa.

Mapa Litogenetyczna Polski w skali 1:50000, Arkusz Suwałki, Arkusz Krasnopol, 2007. PIG, Warszawa.

Mapa Podziału Hydrograficznego Polski 1:10000 2014. KZGW, Warszawa.

Nieróbca A., Kozyra J., Mizak K., Wróblewska E. 2013. Zmiana długości okresu wegetacyjnego w Polsce. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. T. 13. z. 2(42).

Ozga-Zielińska M., Brzeziński J. 1994. Hydrologia stosowana. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.

Pazdro Z., Kozerski B. 1990. Hydrogeologia ogólna, Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.

Richling A., Ostaszewska K. (red.) 2005. Geografia fizyczna Polski. Wyd. Nauk. PWN Warszawa.

Szneidrowski M. (red.) 2014. Operat ochrony ekosystemów leśnych. W: Plan ochrony dla Wigierskiego Parku Narodowego i obszaru Natura 2000 „Ostoja Wigierska" PLH200004. Warszawa, Białystok, Suwałki.

Szwejkowski Z., Dragańska E., Banaszkiewicz B. 2008. Scenariusze warunków agroklimatycznych okolic Olsztyna w perspektywie spodziewanego globalnego ocieplenia w roku 2050. Acta Agrophysica. Vol. 12. Nr 2, s. 543-552.

Tomczyk A., Szyga-Pluta K. 2016. Okres wegetacyjny w Polsce w latach 1971-2010. Przegląd Geograf. 88 (1), s.75-86.

Witczak S., Kania J., Kmiecik E. 2013. Katalog wybranych fizycznych i chemicznych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych i metod ich oznaczania, Inspekcja Ochrony Środowiska, Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa.

Wyrzykowski S., Zajączkowski S. 1995. Wskazówki metodyczne w sprawie sporządzania ocen stanu lasu. PIOŚ, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.