

Dofinansowano ze środków
Narodowego Funduszu Ochrony
Środowiska i Gospodarki Wodnej

Sprawozdanie z realizacji zadania nr 2

w ramach realizacji V etapu umowy nr 48/2009/F pt.

„Realizacja programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska
Przyrodniczego – nadzór merytoryczny oraz prowadzenie pomiarów w latach
2009-2011”

Raport o stanie geoekosystemów Polski w roku 2010

Poznań-Storkowo
2011

Dr hab. Józef Szpikowski
Stacja Geoekologiczna UAM w Storkowie
Instytut Geoekologii i Geoinformacji
Uniwersytet im. A. Mickiewicza w Poznaniu
szpiko@amu.edu.pl

Storkowo, 2011-06-29

Zadanie nr 2, etap V

Stan geoekosystemów Polski w roku 2010 na podstawie badań
Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego
(z wykorzystaniem wybranych geoindykatorów)

Spis treści

Wprowadzenie	3
Zastosowane geowskaźniki i metody ich obliczania	5
Zlewnie badawcze ZMŚP w roku 2010	11
Obieg i ilość wody w geoekosystemach jako wskaźnik stanu środowiska geograficznego	19
Jakość wody w geoekosystemach jako wskaźnik stanu środowiska geograficznego	29
Wskaźniki jakości opadów atmosferycznych	29
Wskaźniki jakości wód podziemnych	41
Wskaźniki jakości wód powierzchniowych	45
Wskaźniki eutrofizacji wód powierzchniowych	58
Stan geoekosystemów na podstawie bioindykacji	63
Podsumowanie – kompleksowa ocena stanu geoekosystemów Polski w roku 2010 na tle lat 1994-2009	69
Literatura	75

1. Wprowadzenie

Niniejsze opracowanie zostało wykonane w ramach realizacji umowy z dnia 12.11.2009 zawartej pomiędzy Narodowym Funduszem Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Warszawie a Uniwersytetem im. Adama Mickiewicza w Poznaniu na „Realizację programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego – nadzór merytoryczny oraz prowadzenie pomiarów w latach 2009-2011”. Opracowanie dotyczy etapu 5 niniejszej umowy – „Opracowanie corocznych sprawozdań stan geoekosystemów Polski”. Celem opracowania jest określenie stanu geoekosystemów Polski w roku 2010 na tle danych wieloletnich. Podstawę opracowania stanowią raporty Stacji Bazowych ZMŚP za rok 2010 i z lat wcześniejszych oraz dane zgromadzone w Centralnej Bazie Danych ZMŚP za lata 1994-2010.

Według przyjętych założeń przedmiotem badań ZMŚP jest przestrzeń przyrodnicza składająca się z następujących podsystemów: atmosfera, biosfera, pedosfera, litosfera, hydrosfera i antroposfera. Całościowe ujęcie przepływu energii i obiegu materii w badanych geoekosystemach umożliwia przyjęcie podstawowej jednostki przestrzennej w badaniach przyrodniczych, jaką stanowi zlewnia rzeczna lub jeziorna (Kostrzewski 1993, Kostrzewski i inni 1995). Metodologia programu ZMŚP podporządkowana jest kompleksowemu ujęciu funkcjonowania środowiska przyrodniczego (Kostrzewski 1995). Przyjęte cele badawcze są realizowane w trzech głównych aspektach:

- bilansu energii i materii w układzie zlewni rzecznej lub jeziornej,
- przepływu materii w profilu: atmosfera – roślinność – gleba,
- monitoringu wybranych biotycznych elementów geoekosystemu za pomocą określonych biowskaźników.

Do tak przyjętej metodologii i metodyki badawczej nawiązywały również sporządzane w ostatnich latach syntezy o stanie geoekosystemów Polski (Kruszyk 2004, 2005, 2006, Major 2007, 2008, Kruszyk 2009, 2010). Należy przy tym zaznaczyć, iż oparcie syntezy o podstawowe prawidłowości obiegu materii i energii w geoekosystemach stanowiło wyraźny postęp w stosunku do pierwszych zestawień, polegających głównie na komentowaniu wyników uzyskanych przez Stacje Bazowe w ramach realizacji poszczególnych programów badawczych (Zwoliński 1997, Kolander 1999, Mazurek, Zwoliński 2000, Mazurek, Zwoliński 2001, 2002, Kruszyk 2003).

Niewątpliwie ten jakościowy postęp w interpretacji danych umożliwiało uzyskiwanie coraz dłuższych serii pomiarowych, standaryzacja i rozszerzanie zakresu pomiarowego w Stacjach Bazowych oraz rozbudowanie bazy danych.

Niemniej wydaje się, iż synteza o stanie geoekosystemów Polski winna zawierać wnioski pozwalające na uzyskanie bardziej kompleksowych informacji o aktualnym stanie, zagrożeniach i trendach rozwoju środowiska geograficznego. Takie są właśnie założenia przyjęte w zasadach programowych ZMŚP (Kostrzewski 1995). Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego, w odróżnieniu od monitoringów branżowych, winien dostarczyć kompleksowych informacji, nie tylko w ramach wybranych programów pomiarowych, lecz głównie o związkach przyczynowo-skutkowych i rezultatach ich oddziaływania na środowisko geograficzne. W prezentowanej syntezie zostanie podjęta taka właśnie próba kompleksowego (zintegrowanego) spojrzenia na środowisko i określenia jego stanu.

Współczesny warsztat badawczy daje niezwykle duże możliwości uzyskiwania danych ilościowych o środowisku. Nadal nie wszystkie z nich potrafimy w pełni wykorzystywać i interpretować. Często na przeszkodzie (dotyczy to również programu ZMŚP realizowanego w Stacjach Bazowych) stoją ciągle zbyt krótkie serie pomiarowe. Z tym problemem mierzymy się np. przy próbach interpretacji wyników otrzymywanych poprzez bioindykatory (wielość i stan plech porostów, metale i siarka w porostach, fauna epigeiczna czy stan zdrowotności drzewostanów). Niemniej dane ilościowe są kluczem do realizacji głównych założeń metodycznych programu ZMŚP i pozwalają na wprowadzanie i stosowanie tzw. „geoindykatorów”. Dotyczy to np. zdefiniowania wskaźników jakości środowiska czy określenie progów odporności środowiska na konkretne zagrożenia. Koncepcja „geoindykatorów” (geowskaźników) została zaproponowana przez Międzynarodową Unię Geologiczną (IUNG) w roku 1992 (Zwoliński 1998). Stanowiła próbę ujednolicenia i uporządkowania różnorodnych wskaźników stosowanych szeroko w naukach geograficznych, a szczególnie w monitoringu i ochronie środowiska. Koncepcja IUNG dotyczyła w zasadzie wskaźników geologicznych, które jednakże poprzez dobór do konkretnych warunków przestrzeni geograficznej oraz czasu mają zastosowanie również do oceny środowiska abiotycznego. Z tego względu listę 27 geoindykatorów wg IUNG można uznać jedynie za punkt wyjścia do przyjęcia geoindykatorów stosowanych w monitoringu środowiska przyrodniczego i przedstawienia propozycji wskaźników ilościowych jakości środowiska.

2. Zastosowane geowskaźniki i metody ich obliczania

W tym opracowaniu wykorzystano kilka geowskaźników.

Wskaźnik termiczno-opadowy – Klasyfikacja termiczno-opadowa jest stosowana w opracowaniach raportów przez Stacje Bazowe. Została zastosowana w roku 1996 w Stacji Bazowej w Storkowie, jako rozwinięcie klasyfikacji opadowej wg Kaczorowskiej z roku 1962 (Szpikowski 1997). Klasyfikacja ta została następnie dostosowana do potrzeb programu ZMŚP (Lorenc 1998) i wprowadzona do stosowania przez Stacje Bazowe przy opracowywaniu warunków meteorologicznych. Klasyfikacja ta ustala warunki meteorologiczne na ogólnym, ale bardzo ważnym poziomie stosunków opadowych oraz termicznych. Może być stosowana zarówno dla roku pomiarowego jak i dla okresów krótszych, np. miesięcznych.

Klasyfikacja w stosunku do opadów atmosferycznych wprowadza podział na 7 klas opadowych wyróżnionych na podstawie procentowego udziału rocznej sumy opadu w stosunku do rocznej sumy opadu z wielolecia (tab. 1).

Tabela 1. Klasyfikacja opadowa roku wg Kaczorowskiej (Lorenc 1998)

nr klasy	procent wieloletniej średniej rocznej sumy opadu w stosunku do sumy opadu z wielolecia [%]	klasa opadowa roku
1	>50	skrajnie suchy
2	50-74	bardzo suchy
3	75-89	suchy
4	90-110	normalny
5	111-125	wilgotny
6	126-150	bardzo wilgotny
7	<150	skrajnie wilgotny

Dla temperatury powietrza zastosowano podział na klasy oparty o zmienność średniej rocznej temperatury powietrza (T) w stosunku do wartości odchylenia standardowego dla średniej rocznej temperatury z wielolecia (t) (tab. 2).

Tabela 2. Klasyfikacja termiczna roku wg Lorenc (1998)

nr klasy	relacja średniej rocznej temperatury powietrza (t_z) do wartości odchylenia standardowego średniej rocznej temperatury powietrza z wielolecia (T)	klasa termiczna roku
1	$t_z > T + 2,5 \sigma$	ekstremalnie ciepły
2	$T + 2,0 \sigma < t_z \leq T + 2,5 \sigma$	anomalnie ciepły
3	$T + 1,5 \sigma < t_z \leq T + 2,0 \sigma$	bardzo ciepły
4	$T + 1,0 \sigma < t_z \leq T + 1,5 \sigma$	ciepły
5	$T + 0,5 \sigma < t_z \leq T + 1,0 \sigma$	lekko ciepły
6	$T - 0,5 \sigma \leq t_z \leq T + 0,5 \sigma$	normalny
7	$T - 1,0 \sigma \leq t_z < T - 0,5 \sigma$	lekko chłodny
8	$T - 1,5 \sigma \leq t_z < T - 1,0 \sigma$	chłodny
9	$T - 2,0 \sigma \leq t_z < T - 1,5 \sigma$	bardzo chłodny
10	$T - 2,5 \sigma \leq t_z < T - 2,0 \sigma$	anomalnie chłodny
11	$t_z < T - 2,5 \sigma$	ekstremalnie chłodny

Wskaźnik tendencji opadowych – Wskaźnik ten został opracowany w Stacji Bazowej w Storkowie (Szpikowski 2006). Był przedstawiony i dyskutowany podczas Szkoły ZMŚP w Białej Górze w roku 2007. Potrzeba wprowadzenia wskaźnika, który ujmowałby warunki opadowe w dłuższym okresie czasu, a zarazem w odniesieniu do lokalnych uśrednionych stosunków opadowych, wynika stąd, iż wielkość i rozkład czasowy opadów atmosferycznych ma kluczowe znaczenie dla funkcjonowania i stanu środowiska geograficznego zlewni. W głównej mierze wielkość i czasowy rozkład opadów decyduje o krążeniu wody w geoeosystemie. Analiza warunków opadowych winna być oparta na danych wieloletnich. Bezładność geoeosystemu zlewni rzecznej – szczególnie w przypadku zlewni młodoglacjalnych o małej zmienności odpływów w czasie - sprawia, że to właśnie długookresowe trendy opadowe decydują o zasilaniu, odnawianiu bądź naruszaniu zapasów wodnych retencjonowanych w zlewni i, w konsekwencji, np. o wielkości odprowadzanych ze zlewni ładunków soli rozpuszczonych, a w wielkiej mierze o stanie flory i fauny zlewni. Ocena jakiegokolwiek elementu środowiska geograficznego zlewni (abiotycznego i biotycznego), dla którego funkcjonowania istotna jest ilość wody (opadowej, powierzchniowej, glebowej, podziemnej) winna zatem uwzględniać

aktualną sytuację w odniesieniu do wieloletnich trendów opadowych. Proponowany wskaźnik tendencji opadowych (WTO) oparty jest na różnicach pomiędzy sumą opadu w kolejnym miesiącu, a średnią sumą opadu dla danego miesiąca z całego wielolecia obserwacyjnego. Po utworzeniu szeregu kumulacyjnego obliczonych różnic uzyskuje się ciąg wartości wskazujących na zachodzące w wieloleciu trendy opadowe.

Obliczenie WTO polega na:

- wyliczeniu średniej miesięcznej sumy opadu dla wielolecia,
- obliczeniu różnic pomiędzy sumą opadu w kolejnych miesiącach wielolecia, a sumą średnią opadu dla tego miesiąca z wielolecia (np. suma opadu z lipca 1999 minus średnia suma opadu dla lipca z wielolecia 1994-2010),
- utworzeniu szeregu kumulacyjnego obliczonych różnic dla kolejnych miesięcy w wieloleciu,
- graficznej prezentacji obliczonego wskaźnika dla każdego miesiąca w wieloleciu (np. na wykresie liniowym).

Jednostką obliczonego wskaźnika WTO są mm. Ważną informacją uzyskiwaną ze wskaźnika jest tendencja do obniżania się lub wzrostu wartości WTO

Klasyfikacja pH/SEC opadów atmosferycznych – Wskaźnik ten został zastosowany w raportach ze Stacji Bazowej Storkowo (Michalska 2000) na podstawie tzw. klasyfikacji austriackiej (Jansen i inni 1988). Ze względu na swą przydatność do oceny podstawowych, najważniejszych cech jakościowych opadów atmosferycznych, czyli odczynu i przewodności elektrolitycznej, został wprowadzony do obligatoryjnego stosowania w sprawozdaniach Stacji Bazowych ZMŚP. Klasyfikacja pH/SEC ma dwie ważne cechy poglądowości, a mianowicie: po umieszczeniu na jednym wykresie danych z różnych Stacji Bazowych ukazuje zróżnicowanie jakościowe wód opadowych w różnych geoekosystemach Polski wg klasyfikacji Jansena i innych (1988), po umieszczeniu na jednym wykresie danych z wielolecia dla określonej Stacji obrazuje zachodzące zmiany czasowe jakości opadów.

W zakresie przewodności elektrolitycznej wskaźnik wprowadza zróżnicowanie na 6 klas jakościowych (tab. 3).

Tabela 3. Klasyfikacja wód opadowych pod względem wartości przewodności elektrolitycznej SEC (wg Jansena i innych 1988)

średnia roczna ważona przewodność elektrolityczna SEC [mS m ⁻¹]	klasa przewodności wód opadowych
SEC ≤ 1,5	nieznaczna
1,5 < SEC ≤ 3,0	lekko podwyższona
3,0 < SEC ≤ 4,5	znacznie podwyższona
4,5 < SEC ≤ 6,0	mocno podwyższona
6,0 < SEC ≤ 10,0	silnie podwyższona
SEC > 10,0	bardzo silnie podwyższona

W odniesieniu do odczynu wody opadowej klasyfikacja pH/SEC opadów atmosferycznych wprowadza 5 klas jakościowych (tab. 4).

Tabela 4. Klasyfikacja wód opadowych pod względem wartości odczynu pH (wg Jansena i innych 1988)

średnia roczna ważona wartość odczynu wody pH [-]	klasa pH wód opadowych
pH ≤ 4,1	silnie obniżone
4,1 < pH ≤ 4,6	znacznie obniżone
4,6 < pH ≤ 5,1	lekko obniżone
5,1 < pH ≤ 6,1	normalne
6,1 < pH ≤ 6,5	lekko podwyższone
pH > 6,5	znacznie podwyższone

Wskaźnik pH opadów atmosferycznych – Ten geoindykator został zaproponowany przez Szpikowskiego do opracowań sporządzanych w Stacji Bazowej w Storkowie w roku 2007 (Kostrzewski i inni 2007). Był również prezentowany podczas szkolenia ZMŚP w Białej Górze w roku 2007. Punktem wyjścia do obliczenia tego wskaźnika jest obliczenie częstości występowania opadów o określonym pH w danym roku (okresie) pomiarowym. Zgodnie z klasyfikacją (Jansen i inni 1988) oraz w nawiązaniu do metodyk ZMŚP (Śniezek 2001) wyróżnia się opady o różnych klasach pH (tab. 4). Zasadnicze znaczenie ma przy ocenie

jakości opadów atmosferycznych ich zakwaszenie, prowadzące w dalszej kolejności do negatywnych przemian w środowisku glebowym oraz roślinnym i zwierzęcym. Wskaźnik pH opadów atmosferycznych (W_{pH}) uwzględnia to poprzez wykazanie, jak przedstawia się dla danego okresu pomiarowego (roku) stosunek udziału opadów o pH silnie obniżonym do udziału opadów o pH normalnym. Mniejsza wartość liczbową wskaźnika wskazuje na pozytywną zmianę i większy udział opadów czystych i nie zanieczyszczonych.

$$W_{pH} = F P_{(pH<4,1)} / F P_{(pH\ 5,1-6,1)}$$

W_{pH} – wskaźnik pH opadów atmosferycznych [-]

$F P_{(pH<4,1)}$ – frekwencja (roczna) opadów o pH silnie obniżonym [%]

$F P_{(pH\ 5,1-6,1)}$ – frekwencja (roczna) opadów o pH normalnym [%]

Wskaźnik udziału czynników kwasogennych w zakwaszaniu opadów. Ten wskaźnik został wprowadzony do raportów ZMŚP w Stacji Geoekologicznej w Storkowie przez Michalską w roku 2000 (Kostrzewski i inni 2007). Został zaakceptowany i zalecany do stosowania w opracowywanych corocznie raportach Stacji Bazowych (Śnieżek 2010). Wskaźnik ten jest zdefiniowany jako stosunek średnich ważonych stężeń jonów NO_3^- i SO_4^{2-} wyrażonych w mikroequiwaleńtach na dm^{-3} . Jeśli wskaźnik przyjmuje wartość poniżej 1 – w zakwaszaniu większy udział ma SO_2 , wartości powyżej 1 wskazują na dominację NO_x w zakwaszaniu, natomiast wartość 1 dotyczy równocennego udziału SO_2 i NO_x w zakwaszaniu wód opadowych (Szpikowska 2011).

$$WCK = SJ\ NO_3^- / SJ\ SO_4^{2-} [-]$$

WCK – wskaźnik czynników kwasogennych w zakwaszaniu opadów

$SJ\ NO_3^-$ - stężenie jonów NO_3^- [$\mu eq\ dm^{-3}$]

$SJ\ SO_4^{2-}$ stężenie jonów SO_4^{2-} [$\mu eq\ dm^{-3}$]

Zmiany zachodzące w chemizmie wód opadowych, podziemnych i powierzchniowych, obserwowane w części Stacji Bazowych jako wyraźne trendy wieloletnie, upoważniają do wykorzystywania jako wskaźnika stężeń jonów azotanowych i siarczanowych. Obecność tych jonów może wskazywać na zmiany zachodzące m.in. w jakości powietrza atmosferycznego oraz opadów.

Zaprezentowane geowskaźniki zostały wyznaczone na podstawie raportów Stacji Bazowych ZMŚP za rok 2010 (Jóźwiak i in. 2011, Kejna i inni 2011, Kijowska,

Bochenek 2011, Kostrzewski, Tylkowski, Samołyk 2011, Kostrzewski i inni 2011, Krzysztofiak i in. 2011, Olszewski i inni 2011, Śnieżek i inni 2011). W opracowaniu wykorzystano również dane pomiarowe zgromadzone w Centralnej Bazie Danych programu ZMŚP.

W podsumowaniu syntezy zawarto najważniejsze informacje o funkcjonowaniu wybranych geoekosystemów Polski w roku 2010, które obejmują kierunki zmian i ich charakter, najważniejsze zagrożenia oraz ocenę stanu środowiska przyrodniczego.

3. Zlewnie badawcze ZMŚP w roku 2010

Podstawowym obiektem badań w podsystemie ZMŚP jest zlewnia rzeczna lub jeziorna, w zasięgu której zlokalizowane są testowe powierzchnie badawcze i stanowiska pomiarowe ujmujące możliwie różne typy geoekosystemów badanego krajobrazu. Szeroki zakres komplementarnych badań stacjonarnych prowadzony jest wg standaryzowanych metod w obrębie 8 Stacji Bazowych (tabela 5, ryc. 1) w reprezentatywnych zlewniach rzecznych lub jeziornych. W funkcjonującym obecnie systemie pomiarowym Stacji Bazowych można wyróżnić transekt południkowy, który ujmuje równoleżnikowy układ głównych stref krajobrazowych Polski, jak i transekt równoleżnikowy, przebiegający przez strefę młodoglacjalną Polski północnej.

Wśród zlewni badawczych ZMŚP położonych w strefie młodoglacjalnej Niżu Polskiego są następujące zlewnie:

- Jeziora Gardno (Stacja Bazowa Biała Góra),
- górnej Parsęty (Stacja Bazowa Storkowo),
- Jeziora Łękuk (Stacja Bazowa Puszcza Borecka),
- Czarnej Hańczy (Stacja Bazowa Wigry),
- Strugi Toruńskiej (Stacja Bazowa Koniczynka).

Pierwsze cztery spośród nich są w niewielkim stopniu przekształcone antropogenicznie.

Zlewnia Jeziora Gardno reprezentuje geoekosystem nadmorski położony na obszarze Wolińskiego Parku Narodowego. O indywidualności położenia badanej zlewni decyduje jej nadmorskie położenie w bezpośrednim sąsiedztwie wybrzeża klifowego, bezodpływowość oraz pełne zalesienie drzewostanem - głównie bukowym. Zlewnia Jeziora Gardno w niewielkim stopniu podlega antropopresji.

Zlewnia górnej Parsęty położona jest w obrębie Pomorza Środkowego, w mezoregionie Pojezierza Drawskiego. Można ją uznać za reprezentatywną dla obszarów młodoglacjalnych umiarkowanej strefy klimatycznej, pozostającą jeszcze obszarem stosunkowo mało szkodliwych zmian środowiska przyrodniczego.

Zlewnia badawcza Stacji Bazowej Wigry zajmuje obszar należący do przyrzecza Czarnej Hańczy. O jej krajobrazie decydują utwory i formy lodowcowe oraz wodnolodowcowe z okresu recesji lądolodu fazy pomorskiej. Obszar ten ma najsurowsze warunki klimatyczne w całej nizinnej części kraju.

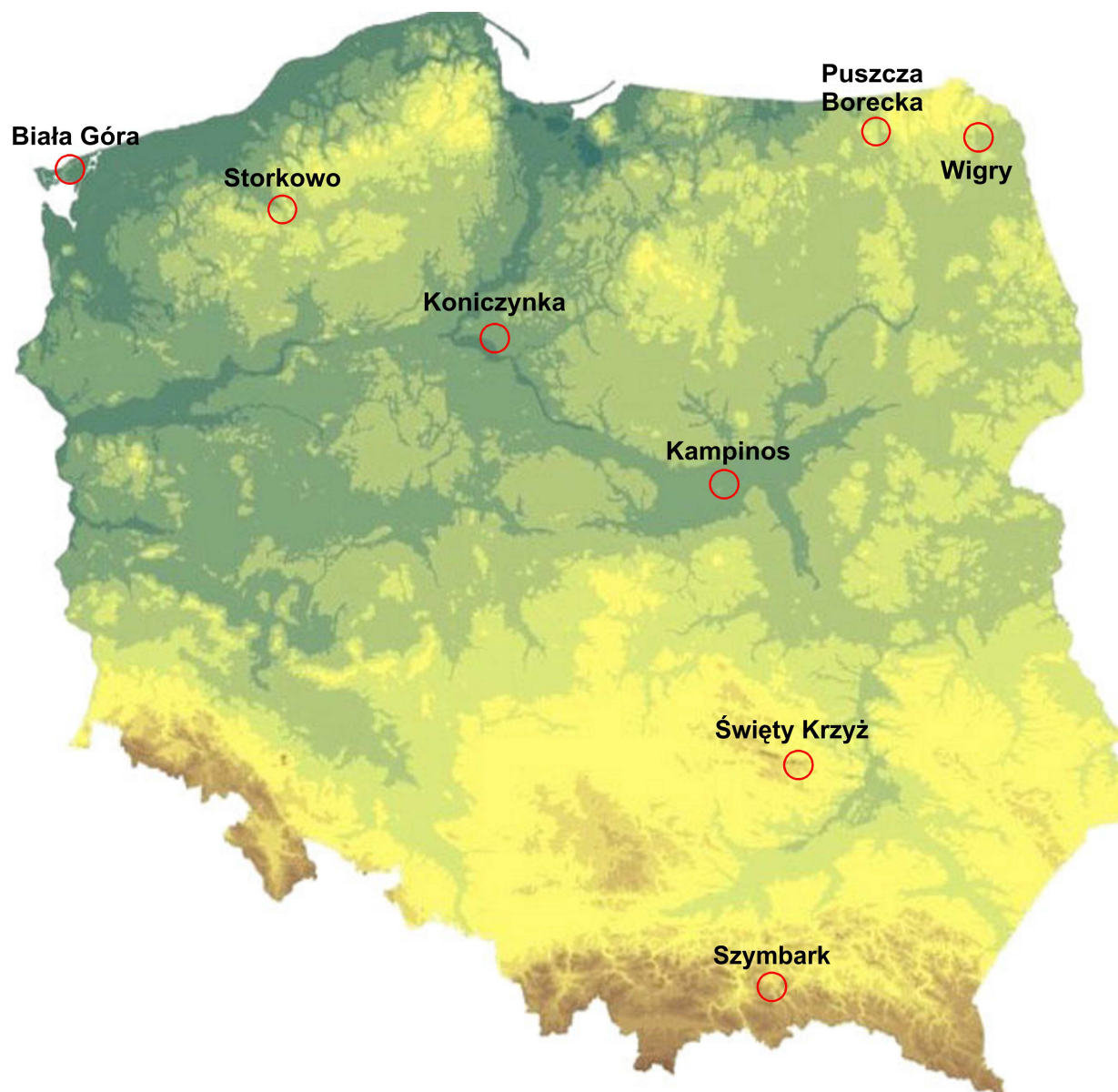
Szczególną uwagę w północnym pasie pojezierzy zwraca Stacja Bazowa Puszcza Borecka, gdzie przy braku większych lokalnych źródeł zanieczyszczeń, badania jakości powietrza i wód docierających do podłoża zlewni dostarczają informacji na temat dostawy i depozycji składników będących efektem transportu transgranicznego oraz ich wpływu na funkcjonowanie ekosystemów leśnych i jeziornych (Żarska i inni 1998).

Zlewnia Strugi Toruńskiej w Stacji Bazowej Koniczynka reprezentuje młodoglacjalny geoeosystem przeobrażony rolniczo, silnie zagrożony obszarowymi zanieczyszczeniami rolniczymi, zanieczyszczeniami powietrza z pobliskich szlaków komunikacyjnych oraz emitowanymi przez zakłady produkcyjne Torunia i Bydgoszczy. W krajobrazie zlewni dominują kompleksy pól uprawnych, na których prowadzona jest wielkołanowa i wysokotowarowa produkcja rolnicza. Cały obszar jest prawie bezleśny i silnie zmeliorowany (Wójcik, red. 1998).

W Stacji Bazowej Kampinos badana zlewnia Kanału Olszowieckiego położona jest w pasie rzeźby staroglacjalnej Puszczy Kampinoskiej, zajętej przez geoeosystem bagienno-łąkowy w różnych fazach naturalnej sukcesji. Obszar ten znajduje się pod wpływem zanieczyszczeń atmosferycznych z Warszawy oraz zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego z Równiny Błońskiej (Wierzbicki 1998).

Tabela 5. Charakterystyka fizycznogeograficzna zlewni reprezentatywnych

Zlewnia	Powierzchnia [km ²]	Zlewnia/dorzecze	Mezoregion fizycznogeograficzny	Makroregion fizycznogeograficzny
Parsęta Młyński Potok	74,0 3,9	Morze Bałtyckie Parsęta	Pojezierze Drawskie	Pojezierze Zachodniopomorskie
Jez. Łękek	13,3	Węgorapa/Pregoła	Kraina Wielkich Jezior	Pojezierze Mazurskie
Czarna Hańcza	7,4	Niemen	Równina Augustowska	Pojezierze Litewskie
Struga Toruńska	35,2	Wisła	Pojezierze Chełmińskie	Pojezierze Chełmińsko-Dobrzyńskie
Kanał Olszowiecki	20,2	Łasica/Wisła	Kotlina Warszawska	Nizina Środkowo-Mazowiecka
Zlewnia I rzędu	1,3	Kamienna/Wisła	Góry Świętokrzyskie	Wyżyna Kielecko-Sandomierska
Bystrzanka	13,0	Ropa/Wisła	Beskid Niski/Pogórze Ciężkowickie Doły Jasielsko-Sanockie	Beskidy Środkowe/Pogórze Środkowobeskidzkie
Jez. Gardno	2,6	Morze Bałtyckie	Uznam i Wolin	Pobrzeże Szczecińskie



Ryc. 1. Lokalizacja Stacji Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego

- Biała Góra (11ZM) - Uniwersytet im. A. Mickiewicza, Poznań,
- Storkowo (06ZM) - Uniwersytet im. A. Mickiewicza, Poznań,
- Puszcza Borecka (01ZM) - Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa,
- Wigry (05ZM) - Wigierski Park Narodowy, Krzywe,
- Koniczynka (07ZM) - Uniwersytet M. Kopernika, Toruń,
- Kampinos (08ZM) - Kampinoski Park Narodowy, Kampinos),
- Święty Krzyż (09ZM) - Uniwersytet Humanistyczno-Przyrodniczy, Kielce,
- Szymbark (10ZM) - Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Kraków.

Stacja Bazowa Święty Krzyż obejmuje badaniami zlewnię leśno-rolniczą I. rzędu w Górach Świętokrzyskich, w masywie Łysogór. Zlewnia pozostaje w strefie oddziaływania lokalnych jak i ponadregionalnych emisji przemysłowych, co spowodowało już niekorzystne zmiany w ekosystemach leśnych, m.in. w drzewostanach jodłowych (Jóźwiak i inni 2006).

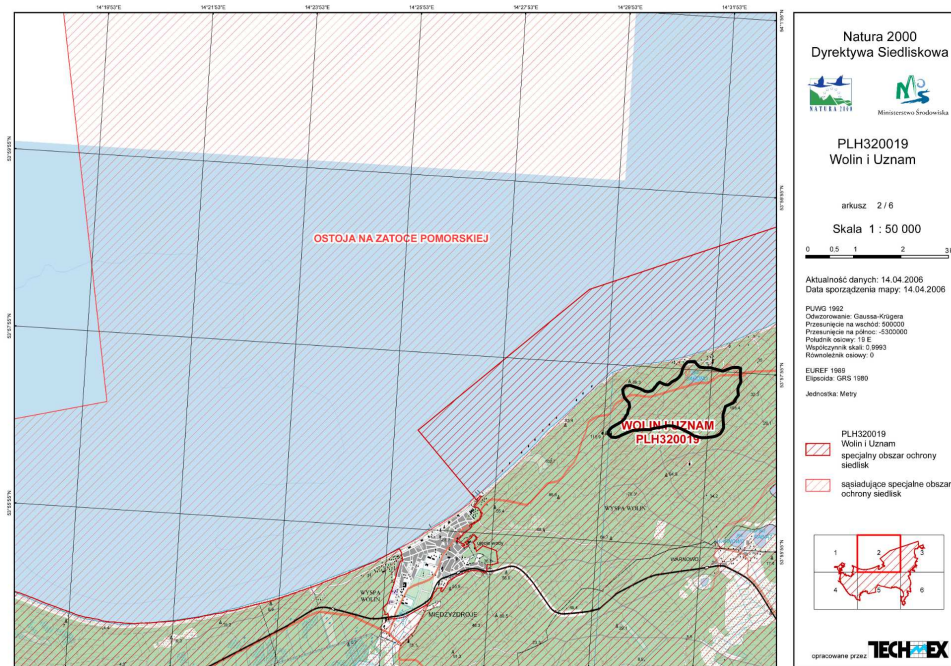
Stacja Bazowa Szymbark zlokalizowana w zlewni Bystrzanki, reprezentuje geoekosystem Karpat Fliszowych, który narażony jest na zanieczyszczenia transgraniczne ze Słowacji, a obecnie w mniejszym stopniu z Gorlic (Gil, Bochenek 1998). Monitoring w Stacji Szymbark uwzględnia specyfikę wynikającą z piętrowości występowania i natężenia procesów oraz zjawisk przyrodniczych w górach, m.in. ruchów osuwiskowych i procesów erozji wodnej gleb. Ruchy masowe mają istotne znaczenie w kształtowaniu środowiska przyrodniczego Karpat, a zarazem stanowią duże zagrożenie dla działalności gospodarczej.

Stacja Bazowa Biała Góra realizuje program ZMSP dopiero od roku 2009, toteż praktycznie na razie nie można uzyskanych tam danych wykorzystać do obliczania wskaźników środowiskowych i porównywania z innymi Stacjami. Od listopada 2011 roku program ZMSP będzie również realizowała Stacja Bazowa Roztocze Roztoczańskiego Parku Narodowego, co będzie bardzo istotne dla wprowadzenia do zintegrowanego monitoringu środowiska geograficznego typu krajobrazu reprezentującego wyżyny Polski południowej.

Znaczna część zlewni badawczych Stacji Bazowych ZMSP położonych jest na obszarach włączonych do sieci Natura 2000. Podnosi to znaczenie monitoringu prowadzonego w Stacjach Bazowych dla ochrony siedlisk przyrodniczych i dziko żyjącej fauny i flory jak i dla zachowania dobrych warunków dla ochrony dziko żyjących ptaków (Dyrektywa Ptasia oraz Dyrektywa 92/43/EWG, tzw. Dyrektywa Siedliskowa. Tym samym program ZMSP może być wykorzystany do oceny stanu zachowania oraz ewentualnych zagrożeń siedlisk w programie Natura 2000.

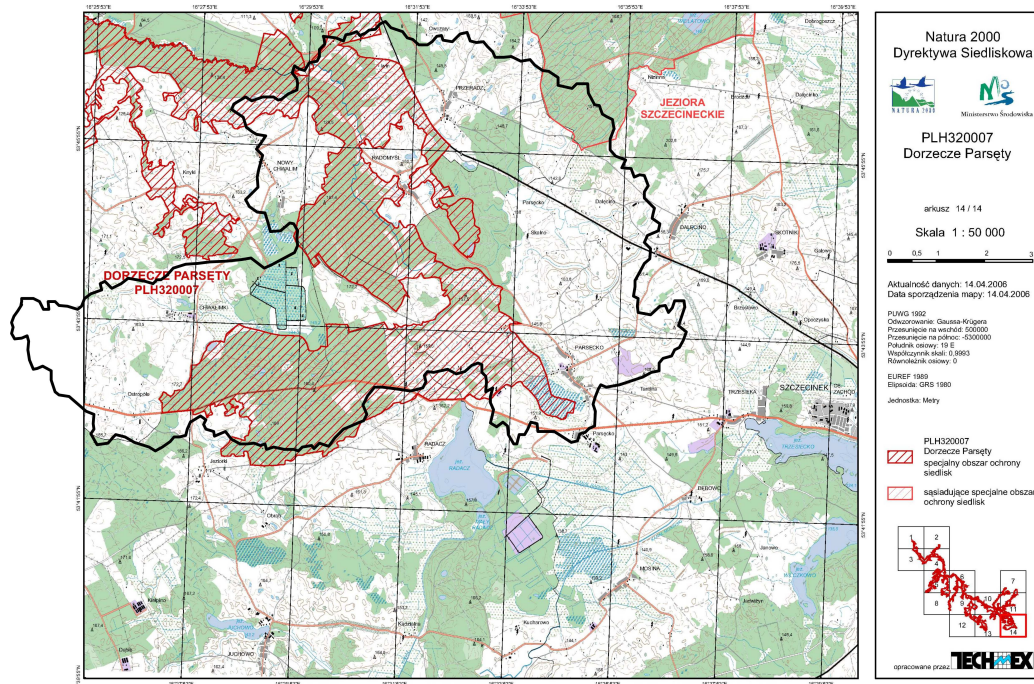
Spośród ośmiu Stacji Bazowych ZMSP, włączonych do niniejszego raportu, sześć z nich jest położonych całkowicie albo w znacznej części na obszarach Natura 2000. Jedynie zlewnie Stacji Bazowych w Konieczynie oraz w Szymbarku są położone poza granicami obszarów Natura 2000.

Zlewnia jeziora Gardno w Białej Górze położona jest całkowicie w granicach Wolińskiego Parku Narodowego oraz obszaru Natura 2000 PLH320019 Wolin i Uznam (ryc. 2).



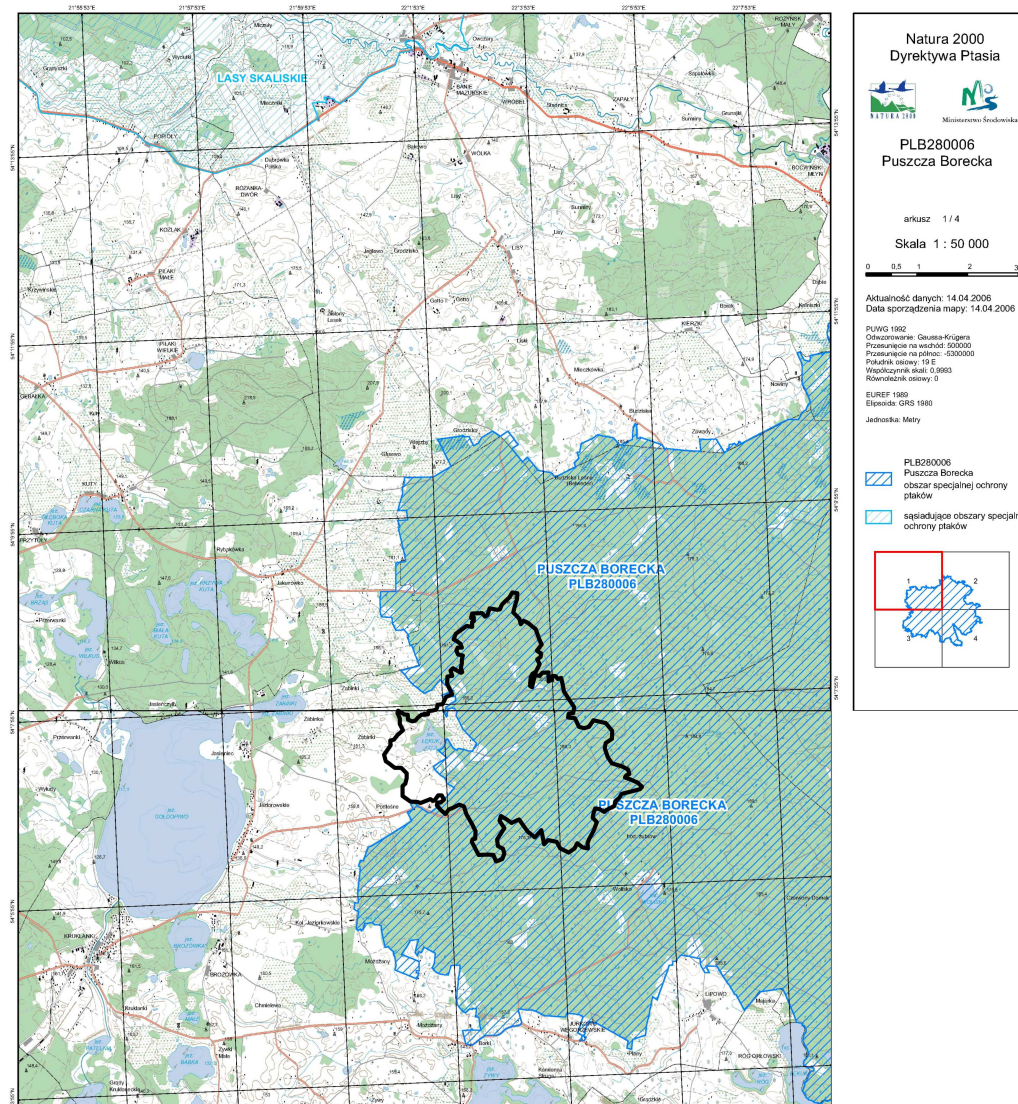
Ryc. 2. Położenie zlewni jeziora Gardno w Stacji Bazowej w Białej Górze na tle obszarów Natura 2000 (mapa za Techmex 2006)

Około 35% powierzchni zlewni górnej Parsęty w Stacji Bazowej Storkowo wchodzi w skład Obszaru Natura 2000 w ramach Dorzecza Parsęty (PLH320007) i Jeziora Szczecineckie (PLH 320009), (ryc. 3).



Ryc. 3. Położenie zlewni górnej Parsęty w Stacji Bazowej w Storkowie na tle obszarów Natura 2000 (mapa za Techmex 2006)

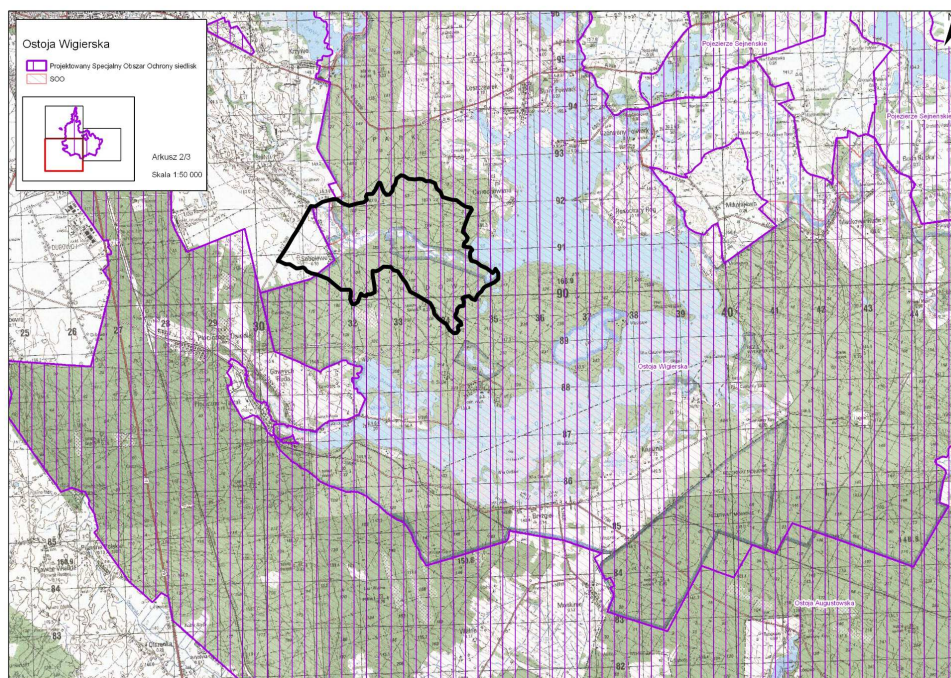
W przypadku Stacji Bazowej Puszcza Borecka około 80% powierzchni zlewni badawczej zlewni jeziora Łękek położone jest w granicach obszaru Natura 2000 Puszcza Borecka PLH280006 (ryc. 4).



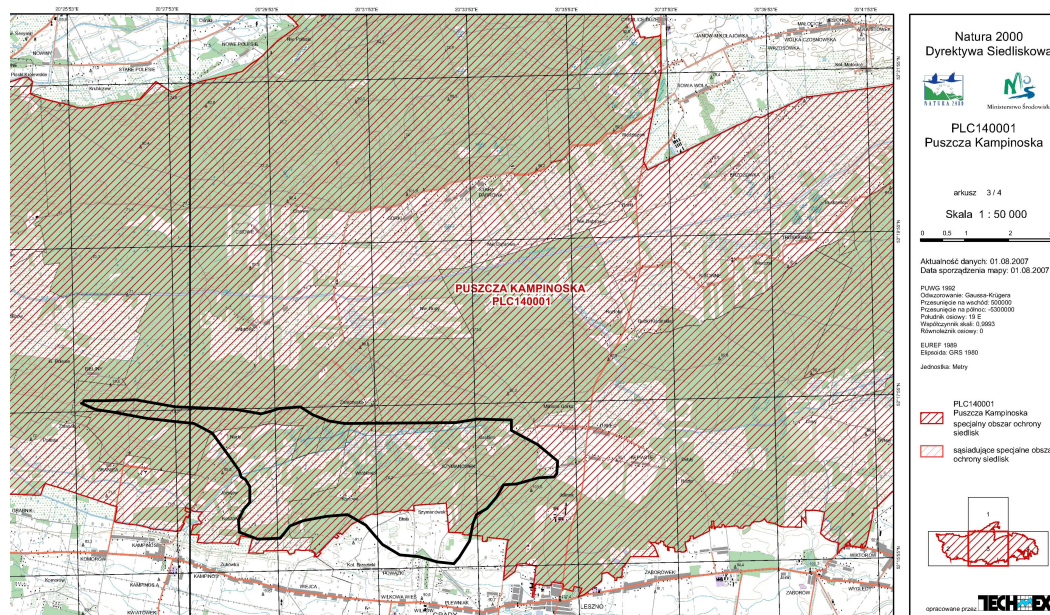
Ryc. 4. Położenie zlewni jeziora Łękek w Stacji Bazowej w Puszczy Boreckiej na tle obszarów Natura 2000 (mapa za Techmex 2006)

Podobnie część zlewni Czarnej Hańczy, objętej monitoringiem w Stacji Bazowej Wigry, wchodzi w około 80% w skład obszaru Natura 2000 Ostoja Wigierska PLH200004 (ryc. 5). Ponadto zlewnia leży w Wigierskim Parku Narodowym.

Zlewnia Kanału Olszowieckiego w Stacji Bazowej Kampinos w około 85% położona jest na terenie obszaru Natura 2000 Puszcza Kampinoska PLC140001 oraz w Kampinoskim Parku Narodowym (ryc. 6).

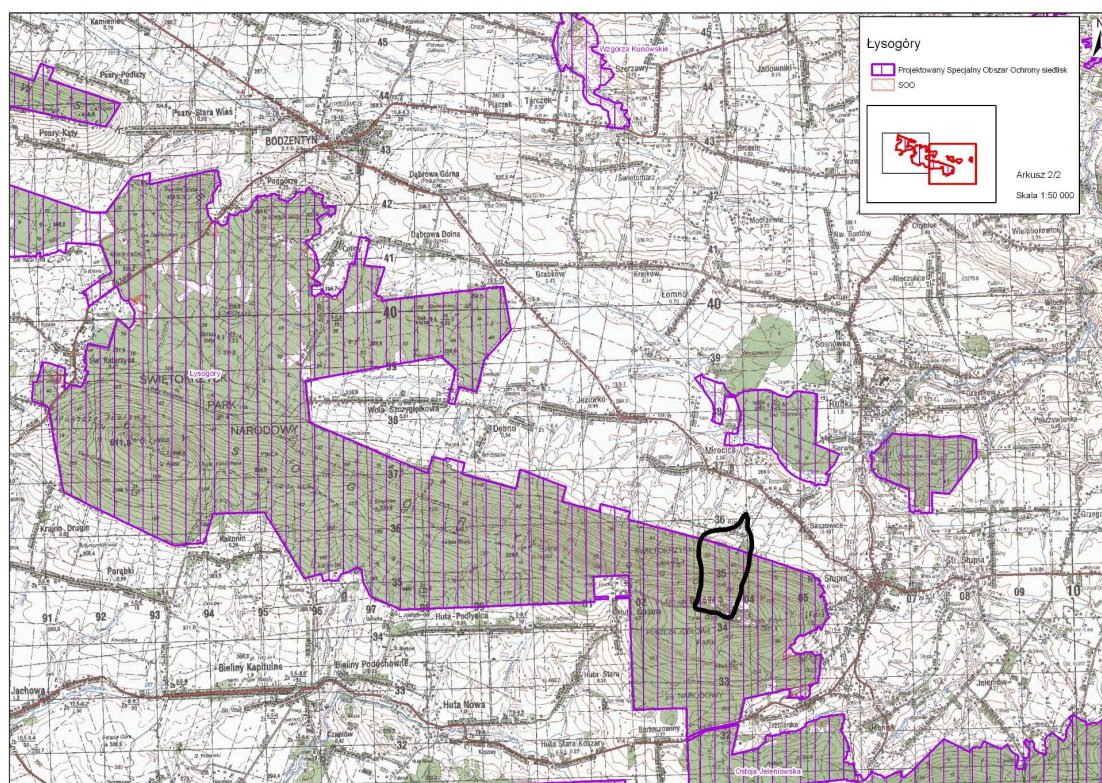


Ryc. 5. Położenie zlewni różnicowej Czarnej Hańczy w Stacji Bazowej w Wigrach na tle obszarów Natura 2000 (mapa za Techmex 2006)



Ryc. 6. Położenie zlewni Kanału Olszowieckiego w Stacji Bazowej w Kampinosie na tle obszarów Natura 2000 (mapa za Techmex 2007)

Około 75% zlewni badawczej w Stacji Bazowej Święty Krzyż leży w granicach obszaru Natura 2000 Łysogóry PLH260002 oraz na terenie Świętokrzyskiego Parku Narodowego (ryc. 7).



Ryc. 7. Położenie zlewni badawczej w Stacji Bazowej w Świętym Krzyżu na tle obszarów Natura 2000 (mapa za Techmex 2007)

4. Obieg i ilość wody w geoekosystemach jako wskaźnik stanu środowiska geograficznego

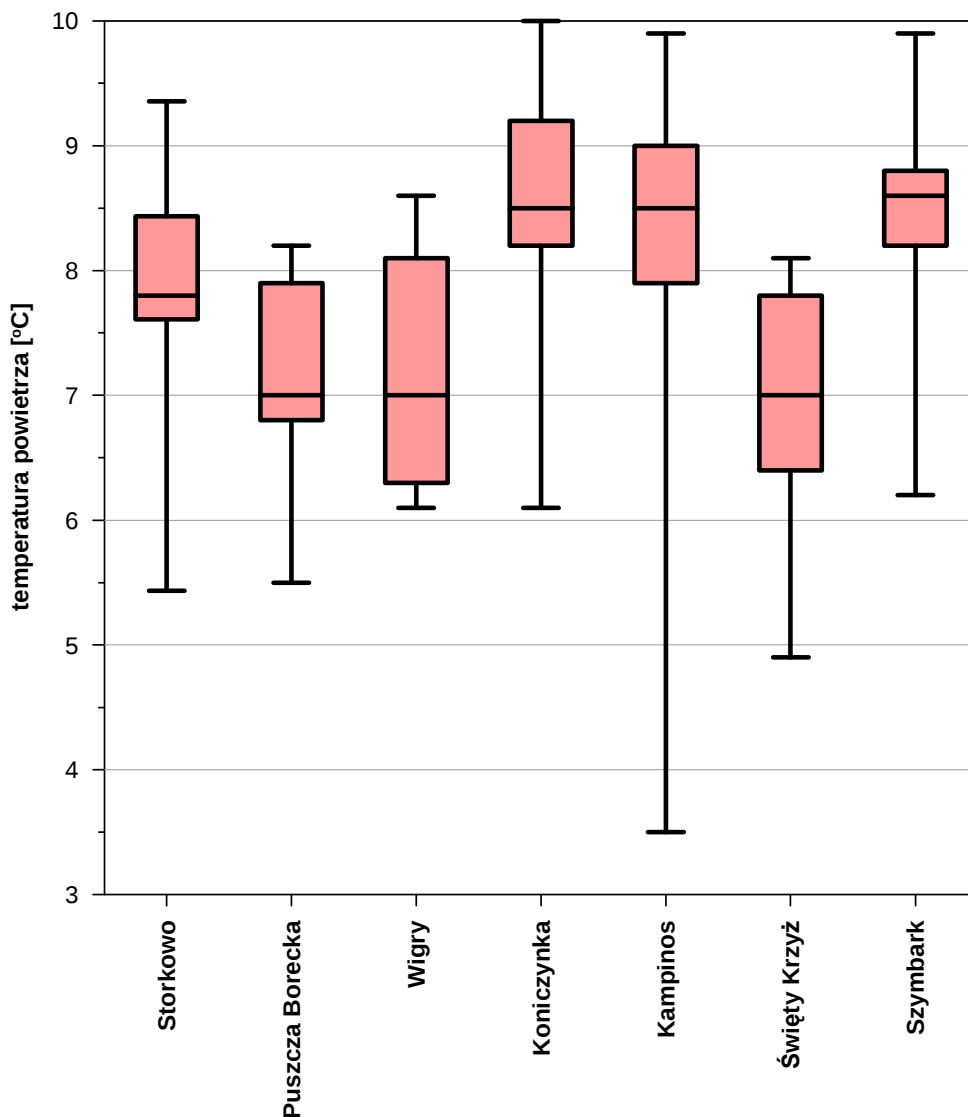
Monitoring w zlewniach badawczych ZMŚP wykazuje, iż najważniejsze znaczenie dla funkcjonowania sfery abiotycznej i biotycznej geoekosystemów Polski ma obieg wody, w tym:

- ilość wody krążącej w geoekosystemie,
- dynamika obiegu wody (rozkład czasowy opadów i odpływu rzeczno, okresy posuch i okresy nasilonych opadów rozlewnych bądź skumulowanych w czasie opadów nawałnych,
- długookresowe trendy dostawy wody do geoekosystemów.

Dostawa wody do badanych geoekosystemów jest zróżnicowana w skali regionalnej Polski i nawiązuje do położenia poszczególnych zlewni w krainach fizjograficznych i klimatycznych kraju. Podstawowe znaczenie mają w tym przypadku warunki termiczne i opadowe, decydujące m.in. o klimatycznym bilansie wodnym, czyli różnicy pomiędzy opadem i parowaniem terenowym. Od klimatycznego bilansu wodnego zależy np. wielkość zasilania i odnawiania zasobów wód podziemnych, odpływ ze zlewni oraz życie świata roślinnego i zwierzęcego (Bac i inni 1993).

Warunki termiczne na podstawie średnich rocznych temperatur powietrza dla Stacji Bazowych są zróżnicowane w nawiązaniu do położenia na obszarze Polski (ryc. 8). Czynniki regionalne jest dobrze odzwierciedlony poprzez spadek średniej temperatury powietrza w Polsce północnej z zachodu na wschód (Storkowo - Puszcza Borecka - Wigry) od wartości 7,8°C do 7,0°C. Równocześnie zauważalny jest wzrost kontynentalizmu klimatu, co wyraża rosnący na wschód zasięg wartości zawartych między 1 i 3 kwartylem. Najwyższe średnie roczne temperatury powietrza mają Stacje Bazowe położone w środkowej Polsce – Koniczynka i Kampinos - po około 8,5°C oraz w Polsce południowej – Szymbark 8,6°C. Niską średnią roczną temperaturę powietrza wykazują obserwacje ze Stacji Święty Krzyż (7°C), co uwarunkowane jest położeniem w masywie górskim na stosunkowo znacznej wysokości (około 520 m n.p.m.). Poza uwarunkowaniami regionalnymi niewątpliwie na warunki termiczne Stacji Bazowych wpływają czynniki lokalne. Położeniem i czynnikami lokalnymi, m.in. tworzeniem się zastoisk zimnego powietrza w dolinach i obniżeniach terenowych, można tłumaczyć występowanie bardzo niskich temperatur powietrza w Kampinosie oraz w Storkowie. W przypadku Wigier i prawdopodobnie

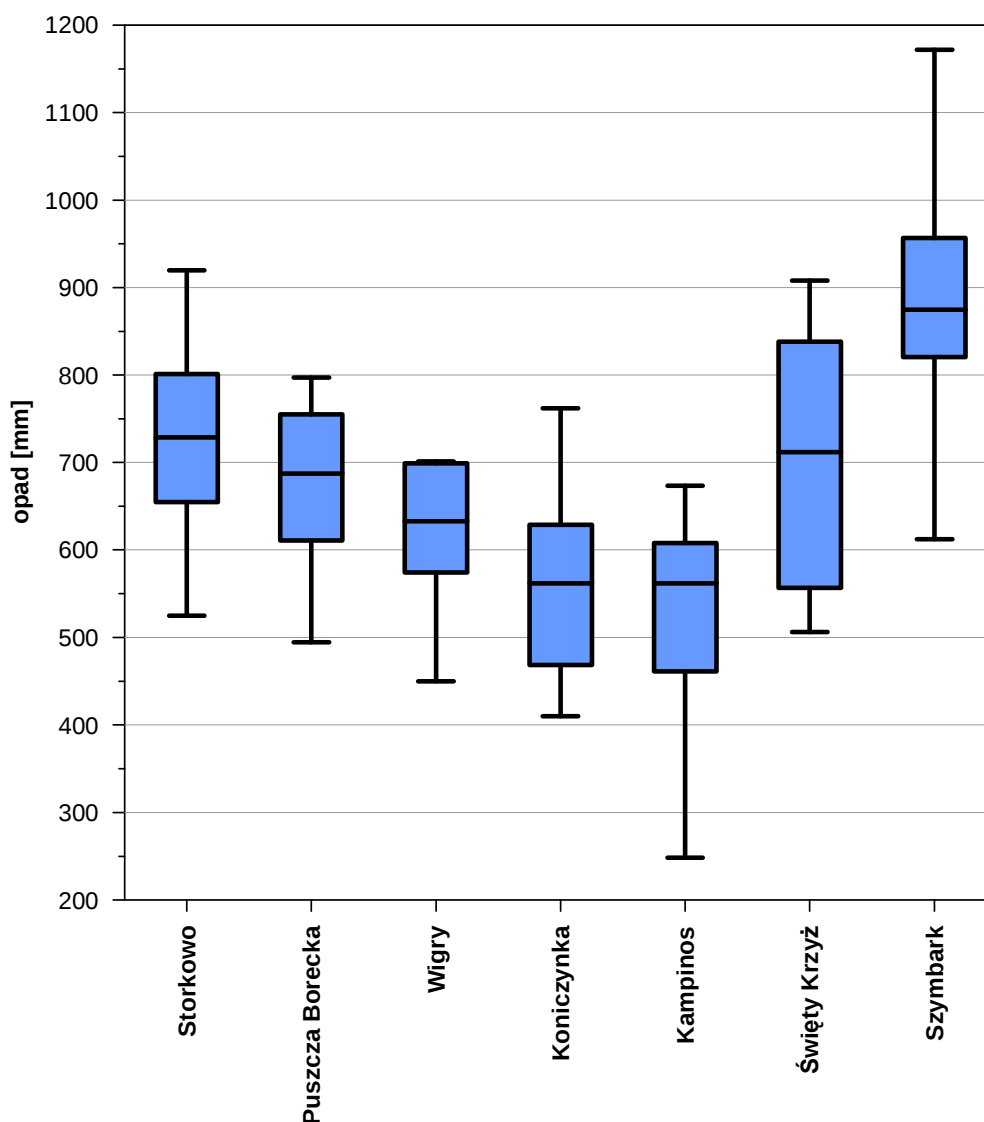
Puszczy Boreckiej stosunkowo małe amplitudy zmian termicznych wyjaśnia położenie stanowisk pomiarowych blisko zbiorników jeziornych, łagodzących kontrasty termiczne wskutek dużej pojemności cieplnej zgromadzonej w nich wody.



Ryc. 8. Warunki termiczne w Stacjach Bazowych ZMŚP na podstawie średnich rocznych temperatur powietrza

Wykres typu box-plot zawiera: wartość maksymalną i minimalną, przedział 1-3 kwartyli oraz wartość modalną

Zróżnicowanie warunków opadowych w Stacjach Bazowych również zależy od uwarunkowań regionalnych oraz lokalnych (ryc. 9).



Ryc. 9. Warunki opadowe w Stacjach Bazowych ZMŚP na podstawie rocznych sum opadów atmosferycznych

Wykres typu box-plot zawiera: wartość maksymalną i minimalną, przedział 1-3 kwartyli oraz wartość modalną

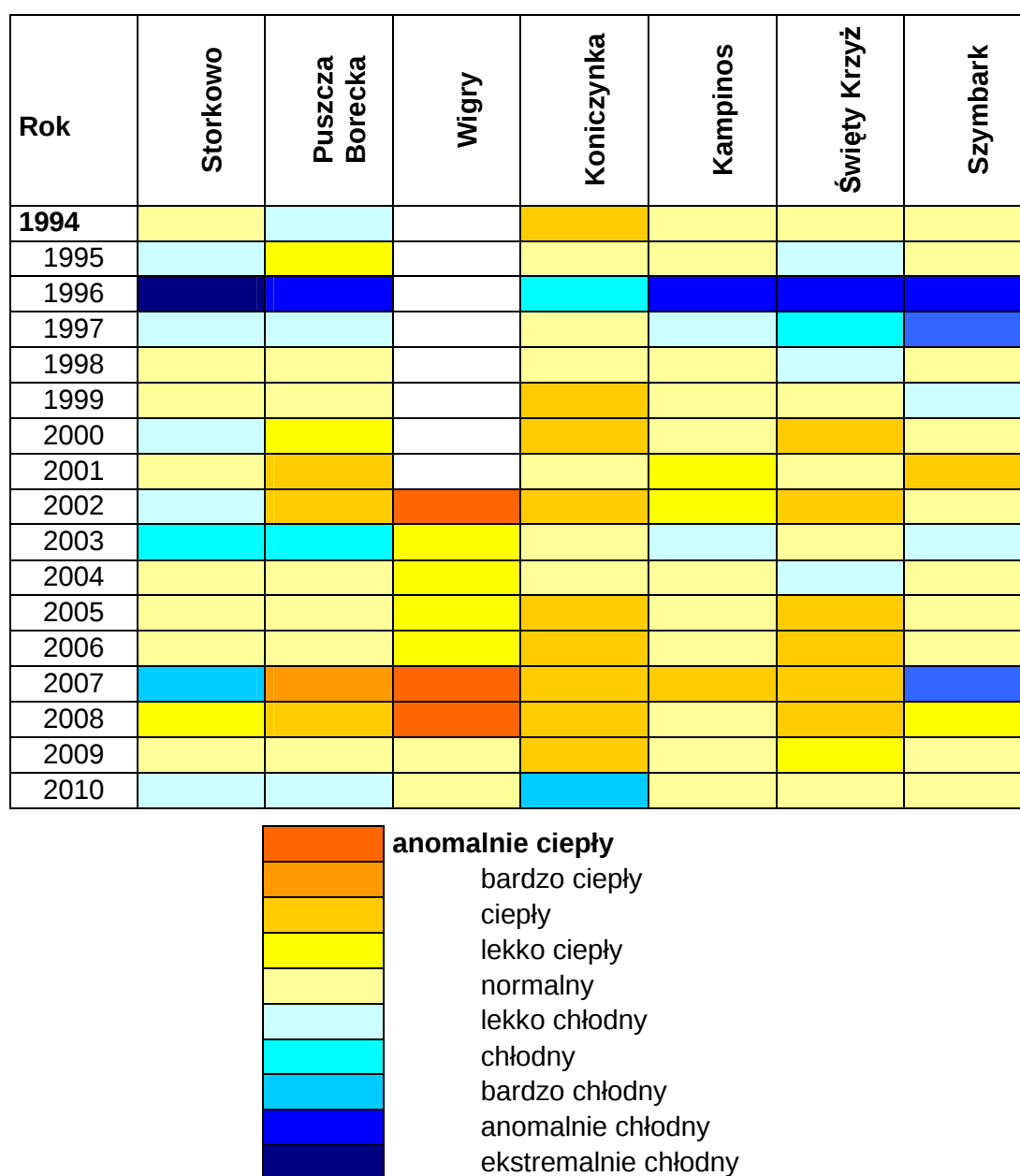
Roczna suma opadów w Polsce północnej maleje z zachodu na wschód (Storkowo 730 mm, Puszcza Borecka 690 mm, Wigry 630 mm), co odzwierciedla rosnący stopień kontynentalizmu klimatu w miarę rosnącej odległości od Atlantyku. Zmniejszanie się ilości opadów zachodzi również w transekcie południkowym, od Storkowa do Koniczynki i Kampinosu, gdzie w skali Stacji Bazowych opady są najniższe i wynoszą rocznie około 560 mm. Dalej w kierunku południowym następuje wzrost opadów uwarunkowany położeniem Stacji na obszarach górskich (Święty Krzyż 710 mm i Szymbark 880 mm). Największą amplitudą rocznych sum opadów

odznacza się Stacja Bazowa w Szymbarku (około 560 mm), co warunkuje zmienność opadów charakterystyczna dla obszarów górskich (przede wszystkim w zakresie opadów o dużych sumach) oraz Stacja w Kampinosie (430 mm), co wynika zapewne z uwarunkowań lokalnych. Nieco mniejsze zróżnicowanie sum rocznych opadów występuje w Storkowie (amplituda 430 mm), na Świętym Krzyżu (400 mm) oraz w Koniczynie (360 mm). Duże zróżnicowanie rocznych sum opadów jest niekorzystne dla funkcjonowania środowiska geograficznego. Niesie w konsekwencji ryzyko występowania co kilka lat posuch atmosferycznych prowadzących do posuch glebowych. Najkorzystniejsza sytuacja pod względem zmienności sum opadów ma miejsce w Wigrach (amplituda 250 mm) i Puszczy Boreckiej (amplituda 300 mm). W tych Stacjach ryzyko posuch atmosferycznych występuje najrzadziej.

Relacja temperatur powietrza do sum opadów w poszczególnych Stacjach Bazowych wskazuje na niekorzystne zjawisko, które niewątpliwie determinuje pod wieloma względami funkcjonowanie środowiska geograficznego monitorowanych zlewni. W przypadku Koniczynki i Kampinosu najwyższe temperatury powietrza (ryc. 2) przypadają na najniższe sumy opadów atmosferycznych (ryc. 9). Sprawia to, iż klimatyczny bilans wodny dla tych geoeosystemów jest bardzo niekorzystny. Średnia wieloletnia wartość klimatycznego bilansu wodnego wynosi dla Kampinosu około -140 mm, a dla porównania w Szymbarku ponad $+100$ mm (Bac i inni 1993). Wysokie parowanie terenowe spowodowane wysokimi temperaturami powietrza przy małych opadach prowadzi do zaniżania odpływów jednostkowych i przepływów w ciekach. Jest przyczyną słabego wykształcenia i małej gęstości sieci rzecznej. Centralna część Polski, gdzie są położone te dwie Stacje Bazowe ma bardzo niski w skali kraju odpływ jednostkowy, poniżej $4 \text{ dm}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^2$ (w Storkowie i w Szymbarku odpływ jednostkowy wynosi ponad $10 \text{ dm}^3 \text{ s}^{-1} \text{ km}^2$) (Kozłowski i inni 1994). W latach szczególnie ubogich w opady dochodzi do naruszania zasobów wód podziemnych i obniżania poziomu zalegania tych wód w gruncie. Taką sytuację wielokrotnie przedstawiały raporty ze Stacji Kampinos, gdzie częstym zjawiskiem jest duża zmienność zalegania poziomu wód podziemnych, prowadząca aż do obniżania się poziomu wód podziemnych poniżej zasięgu otworów piezometrycznych. Mała ilość wody stwarza problemy dla funkcjonowania biotycznej części środowiska oraz gospodarcze, szczególnie dla działalności rolniczej (ten problem w kontekście występowania posuch glebowych często jest sygnalizowany w raportach ze Stacji Bazowej w Koniczynie). W Kampinosie niekorzystny klimatyczny bilans wodny

współ z warunkami litologicznymi (duży udział piasków) prowadzi do wykształcenia małej zdolności retencyjnej zlewni (stosunek $Q_{\max}$ do $Q_{\min}$ powyżej 2) (Kozłowski i inni 1994). W takiej sytuacji nawet okresowe zwiększenie opadów atmosferycznych nie prowadzi do odbudowy zasobów wodnych, a jedynie do szybkiego i krótkotrwałego wzrostu odpływu rzecznoego. Pod względem relacji opadu do temperatury powietrza najkorzystniejsza wśród Stacji Bazowych sytuacja występuje w Szymbarku, na Świętym Krzyżu i w Puszczy Boreckiej.

Wskaźnik (klasyfikacja) termiczno-opadowy ułatwia ocenę trendów termiki powietrza (ryc. 10) i opadów atmosferycznych (ryc. 11) w czasie.



Ryc. 10. Klasyfikacja termiczna dla Stacji Bazowych ZMŚP (wg metodyki Lorenc 1998)

Klasyfikacja termiczna (ryc. 10) podkreśla znaczną zmienność termiki powietrza we wszystkich Stacjach Bazowych, co jest konsekwencją przejściowego klimatu Polski, o dużych różnicach pogodowych w kolejnych latach.

W okresie 1995-1997 doszło do spadku temperatury powietrza. Zjawisko to było rejestrowane praktycznie we wszystkich Stacjach Bazowych. Z kolei z klasteringiem lat ciepłych spotykamy się w okresach 2001-2002 oraz 2005-2008. W tym przypadku wzrost temperatury w tych latach nie objął regionów reprezentowanych przez Stacje Bazowe w Storkowie i w Szymbarku. Ostatnie dwa lata obserwacji (2009-2010) świadczą raczej o stabilizacji warunków termicznych we wszystkich Stacjach Bazowych poza Koniczynką, gdzie rok 2010 został zaliczony do lat chłodnych. Podejście metodyczne stosowane w prezentowanej klasyfikacji opadowej nie umożliwia wykazania trendów termicznych rosnących ani malejących dla którejkolwiek ze Stacji Bazowych. Potwierdza natomiast sygnalizowaną już zmienność termiki powietrza w kolejnych latach, co jest zjawiskiem zupełnie normalnym dla warunków klimatycznych Polski.

Klasyfikacja opadowa potwierdza dużą zmienność warunków opadowych we wszystkich Stacjach Bazowych (ryc. 11).

Szczególnie duża zmienność opadów występowała w Kampinosie. W latach 1994-98 w tej Stacji Bazowej opady były podwyższone, natomiast w latach 2002-05 doszło do klasteringu lat suchych, łącznie ze skrajnie suchym rokiem 2003. Jest to sytuacja bardzo niekorzystna dla funkcjonowania środowiska. Do podobnego nasilenia przypadających po sobie suchych lat doszło również w innych Stacjach Bazowych. Podobnie rok 2006 zapisał się jako okres o największym niedoborze opadów w skali ogólnopolskiej. Potwierdzają to raporty Stacji Bazowych oraz opracowania szczegółowe przedstawiane przez niektóre Stacje Bazowe (Kostrzewski i inni 2007). Ostatnie lata pomiarowe (2007-10) zapisały się jako okres o opadach atmosferycznych normalnych bądź podwyższonych w stosunku do średnich wieloletnich. Umożliwiło to odbudowę zasobów wodnych zlewni badawczych.

Bardzo ważne jest uwzględnienie przy ocenie stanu środowiska geograficznego dłuższych trendów opadowych. Wyjątkowo niekorzystne jest bowiem nakładanie się na siebie kolejnych lat z niedoborem wody opadowej, tak, jak to miało miejsce np. w Kampinosie w latach 2002-2005. Próba ujęcia tego typu zjawisk w kategoriach ilościowych jest zaproponowany *wskaźnik tendencji opadowych (WTO)*, opisany w części wstępnej niniejszego opracowania. Przebieg wartości *wskaźnika*

tendencji opadowych dla Stacji Bazowych z lat 1994-2010 ujawnia szereg uwarunkowań lokalnych, niemniej wskazuje również na przyczyny ogólne natury regionalnej (ryc. 12). Metodyka obliczania tego geowskaźnika pozwala na porównania jedynie tych stanowisk, które mają takie same okresy pomiarowe. Z tej przyczyny w obliczeniach i na rycinie 6 nie uwzględniono danych ze Świętego Krzyża (szczegółowe dane opadowe od roku hydrologicznego 1999), Wigier (dane od roku 2002) oraz Białej Góry (dane od roku 2009). W tym miejscu można zaproponować, aby wymienione Stacje Bazowe podjęły próbę uzupełnienia brakujących ciągów pomiarowych poprzez ekstrapolację danych z zastosowaniem przyjętych w klimatologii metod opracowywania szeregów obserwacyjnych, np. metodą stałości stosunków przy wykorzystaniu obserwacji z położonych najbliższej stacji meteorologicznych (Bac, Rojek 1979).

Rok	Storkowo	Puszcza Borecka	Wigry	Koniczynka	Kampinos	Święty Krzyż	Szymbark
1994							
1995							
1996							
1997							
1998							
1999							
2000							
2001							
2002							
2003							
2004							
2005							
2006							
2007							
2008							
2009							
2010							

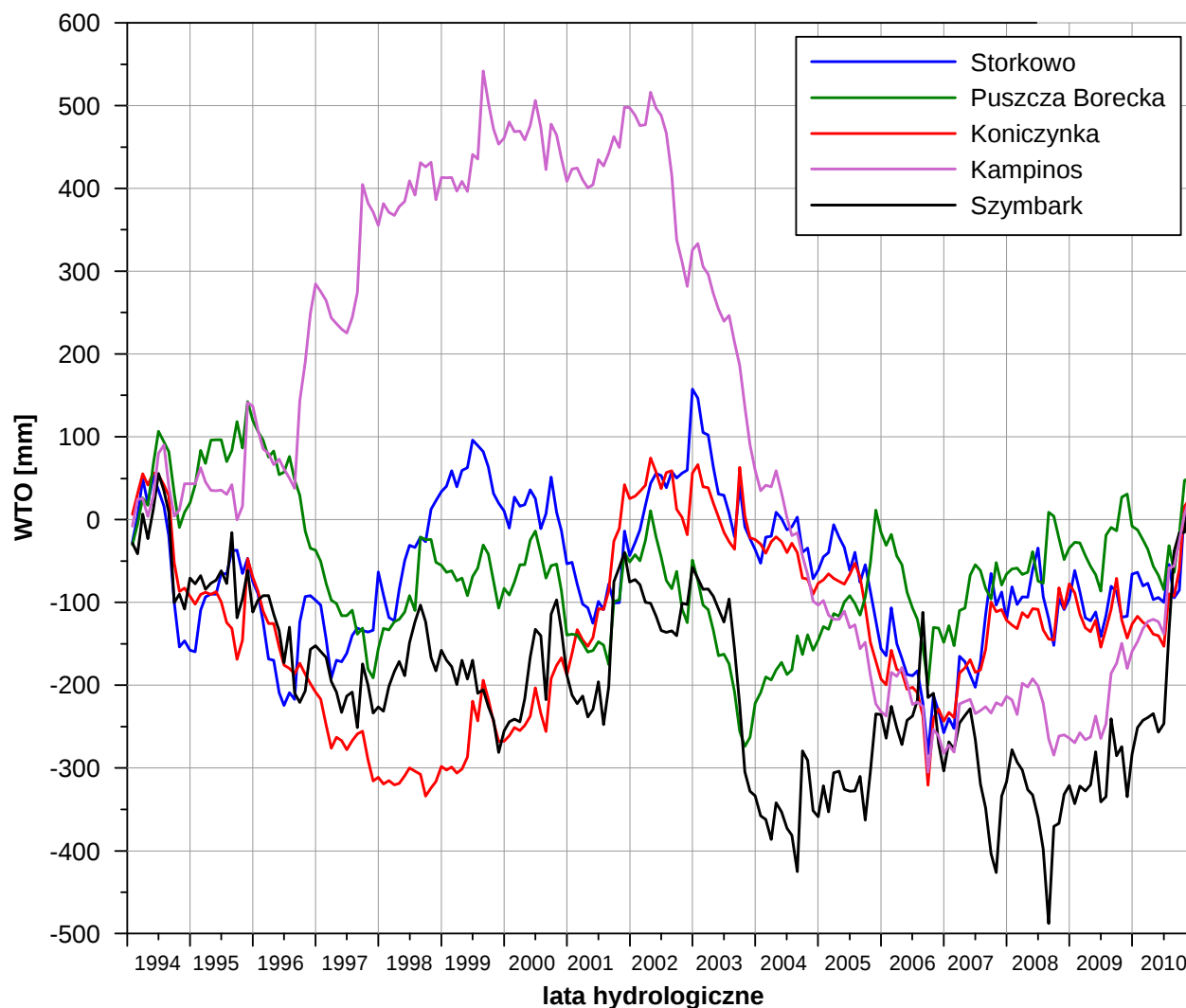


bardzo wilgotny
wilgotny
normalny
suchy
bardzo suchy
skrajnie suchy

Ryc. 11. Klasyfikacja opadowa dla Stacji Bazowych ZMŚP (wg metodyki Lorenc 1998)

Najbardziej podobne przebiegi *wskaźnika tendencji opadowych* występują w przypadku Storkowa i Puszczy Boreckiej, a częściowo również Stacji Bazowej w Koniczynie. Prawdopodobnie położenie wymienionych Stacji Bazowych w północnej, młodoglacjalnej części Polski, przyczynia się do zbliżonych tendencji w wartościach i przebiegu wskaźnika. Dla wymienionych Stacji wskaźnik *WTO* charakteryzuje się dynamicznym przebiegiem o charakterze sinusoidalnym. Dla Storkowa maksima wartości wskaźnika wystąpiły w latach 1994, 1999, 2003, 2008, a minima w latach 1996, 2001, 2007. Stwierdzić można zatem występowanie zmienności o okresie 4-5 lat. Komentarza wymaga pozorna sprzeczność pomiędzy wysoką wartością wskaźnika *WTO* w Storkowie w roku 2003, a charakterystyką opadową tego roku, określoną jako bardzo suchy. Wysoką wartość wskaźnik *WTO* osiągnął na początku roku 2003, po bardzo wilgotnym roku 2002. Od roku 2003 rozpoczął się natomiast okres kumulacji niedoborów opadowych, trwający praktycznie aż po rok 2006. Proponowany wskaźnik, jako narzędzie o charakterze ilościowym, jest bardziej „czuły” niż klasyfikacja opadowa. Świadczy o tym fakt, iż nawet w latach uznawanych za normalne opadowo w Storkowie (lata 1999-2001) wartość wskaźnika *WTO* systematycznie malała. W Storkowie z małą wartością wskaźnika *WTO* można łączyć konkretne zjawiska przyrodnicze. W latach 1994, 2003, 2005 i 2006 występowały posuchy atmosferyczne. W roku 1997, a później w okresie 2005-2006 badania terenowe wykazywały zanik wody w licznych, płytkich i małych zbiornikach bezodpływowych, tzw. oczkach wodnych (Major 2009). W ostatnich latach nastąpiła regeneracja funkcji hydrologicznych tych zagłębień przy istotnym udziale odnowy zasobów wodnych z pokrywy śnieżnej podczas zim 2008/2009 i 2009/2010. O podobnym problemie zaniku wody w zagłębieniach bezodpływowych informowały raporty ze Stacji Bazowej Wigry w latach 1996-1997 (Krzysztofiak red. 1997, 1998). Wymusiło to konieczność podjęcia prac przy pogłębianiu części z nich w celu ratowania populacji płazów w Wigierskim Parku Narodowym. W ostatnich latach do takich niekorzystnych zjawisk nie dochodzi.

Przebieg wartości wskaźnika *WTO* dla Koniczynki w latach 1999-2003 potwierdza, iż dla odbudowy zasobności wodnej zlewni najważniejszy jest klastering kilku lat wilgotnych (1999-2001), a wówczas nawet wystąpienie roku suchego (2003) jeszcze nie powoduje gwałtownego spadku wartości wskaźnika *WTO*. Dopiero nałożenie się kolejnych lat z opadami normalnymi (2004) i suchych (2005-2006) doprowadziło do głębokich deficytów wody w geoekosystemie.



Ryc. 12. Wskaźnik tendencji opadowych (WTO) dla Stacji Bazowych ZMŚP

Podobny przebieg jak w Polsce północnej ma przebieg wskaźnika *WTO* w Szymbarku. W tym przypadku zwraca uwagę głęboki deficyt wody w roku 2008, pomimo, iż poprzedziły go lata klasyfikowane jako normalne opadowo (2004-2007).

Zupełnie inny od pozostałych Stacji Bazowych przebieg wskaźnika *WTO* w Kampinosie można na obecnym etapie danych interpretować jedynie jako wybitnie dużą zależność od lokalnych warunków opadowych. Dla Kampinosu inna jest czasowa zmienność maksimów i minimów (około 8-9 letnia) jak i wielkość „nadmiaru” wody w latach 1998-2002 oraz głębokość deficytu wodnego w okresie 2005-2009.

W analizie funkcjonowania środowiska geograficznego zlewni należy bezwzględnie brać pod uwagę ilość wody w geoekosystemie wynikającą z wieloletnich relacji opadowych. Zastosowanie opisywanego wskaźnika *WTO* ułatwia takie podejście badawcze. Przebieg tego wskaźnika dla Stacji Bazowych

prezentowanych na rycinie 6 świadczy, iż w roku 2010 dalej postępowała odbudowa zasobów wodnych po deficytach z lat 2006-2008. Dane opadowe ze Stacji Bazowych potwierdzają duży udział pokrywy śnieżnej w ostatnich dwóch latach w odnawianiu zasobów wodnych. Stoi to w zgodzie z opinią hydrologów, iż o zachowaniu retencji wodnej decydują opady półrocza zimowego (w tym bardzo istotne opady śniegu i woda pochodząca z jego topnienia). Opady półrocza letniego, aczkolwiek we wszystkich Stacjach Bazowych przeważające ilościowo nad opadami w półroczu zimowym, są „tracone” z geoekosystemu wskutek dużej letniej ewapotranspiracji, a odpływ rzeczny o charakterze niżówkowym dokonuje się w półroczach ciepłych kosztem zasobów wód podziemnych.

5. Jakość wody w geoekosystemach jako wskaźnik stanu środowiska geograficznego

5.1. Wskaźniki jakości opadów atmosferycznych

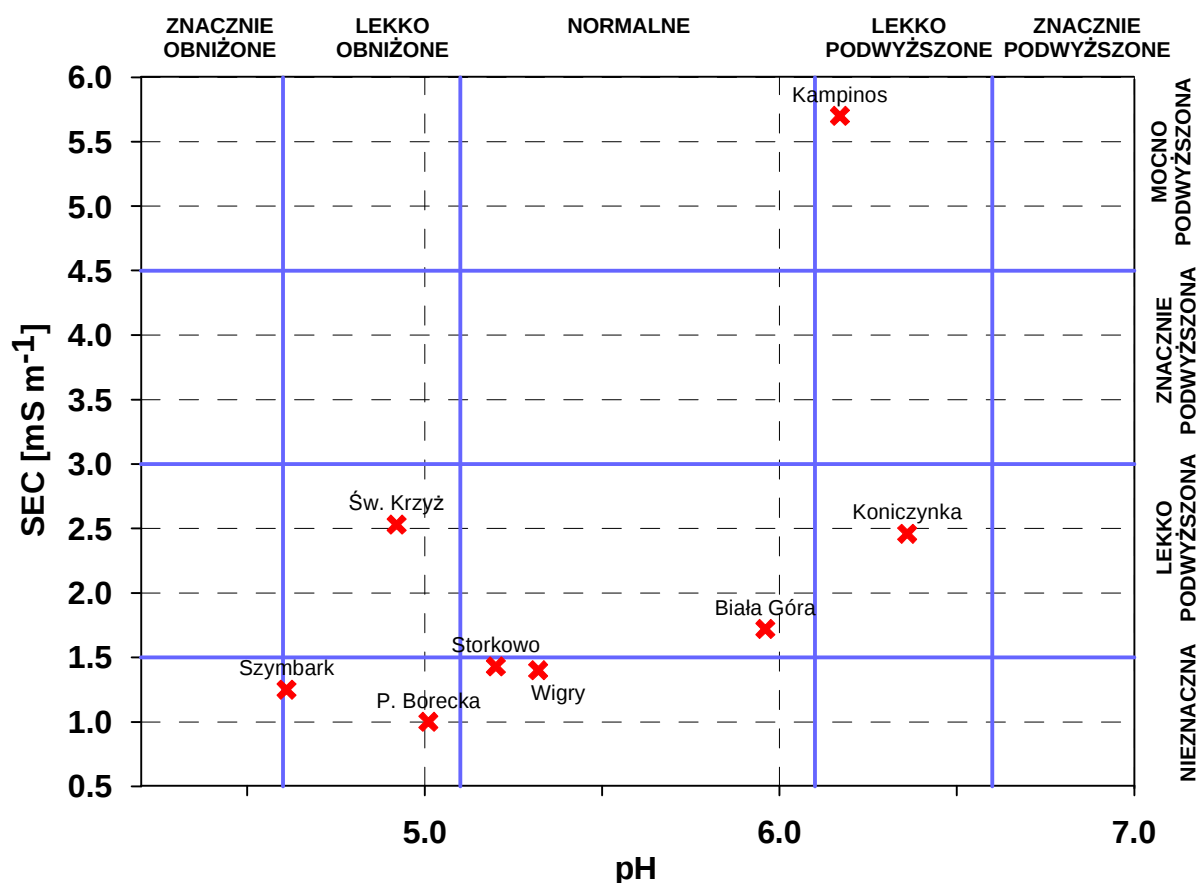
Opady atmosferyczne należą do wód naturalnych o zazwyczaj niskiej mineralizacji. Ich skład chemiczny odzwierciedla jakość powietrza atmosferycznego i jest kształtowany pod wpływem zarówno czynników naturalnych jak i zmiennej w czasie i przestrzeni emisji antropogenicznej. Wyraźne zróżnicowanie właściwości fizykochemicznych wód opadowych badanych w poszczególnych Stacjach Bazowych ZMŚP jest związane ze zróżnicowanym oddziaływaniem czynników naturalnych i antropogenicznych.

Wskaźnik klasyfikacji *pH/SEC* opadów pokazuje, że w roku hydrologicznym 2010 opady atmosferyczne wykazywały zawartość składników chemicznych wyrażoną średnią ważoną przewodnością elektrolityczną mieszczącą się w 3 klasach (wg klasyfikacji Jansena i innych 1988) (ryc. 13), wskazujących na jakość wód opadowych:

- *przewodność nieznaczna* – obserwowana w 4 Stacjach Bazowych: Storkowo, Puszcza Borecka, Wigry i Szymbark,
- *przewodność lekko podwyższona* – obserwowana w 3 Stacjach Bazowych: Biała Góra, Koniczynka, Święty Krzyż,
- *przewodność mocno podwyższona* – obserwowana w Stacji Bazowej Kampinos.

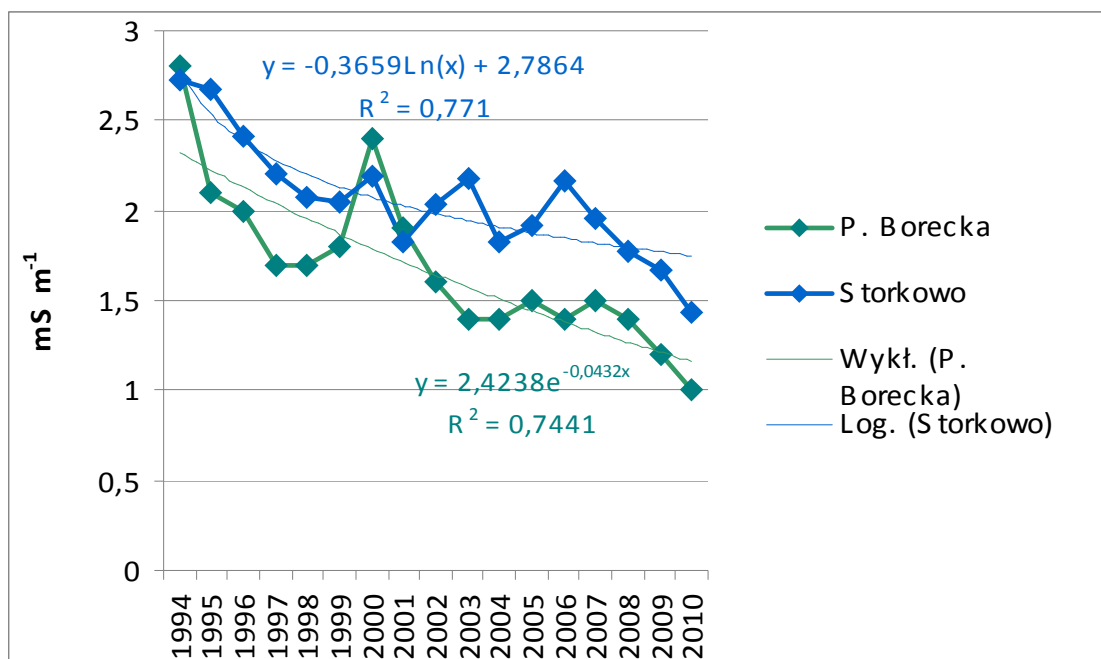
Zakwaszenie wód opadowych w roku hydrologicznym 2010 w poszczególnych Stacjach wyrażają wartości pH, które zgodnie z klasyfikacją Jansena i innych (1988) należy zaliczyć do klasy:

- *pH lekko obniżone* – w Stacjach Szymbark, Święty Krzyż i Puszcza Borecka,
- *pH normalne* – w Stacjach Storkowo, Wigry i Biała Góra,
- *pH lekko podwyższone* – w Stacjach Kampinos i Koniczynka.

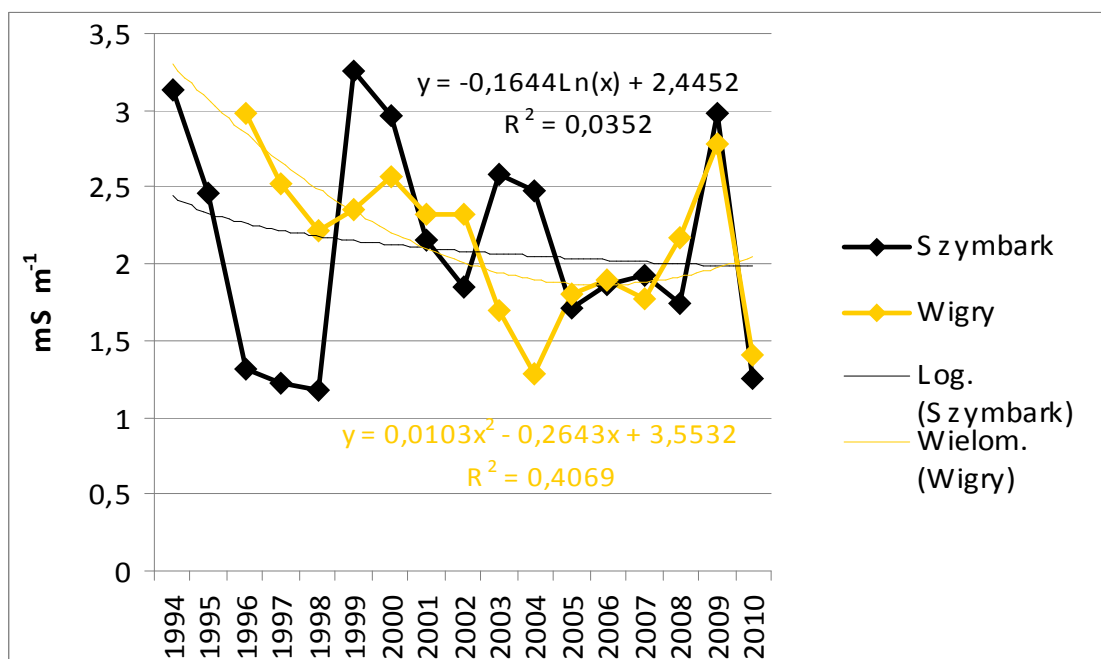


Ryc. 13. Klasyfikacja pH/SEC opadów atmosferycznych w Stacjach Bazowych ZMŚP w roku hydrologicznym 2010

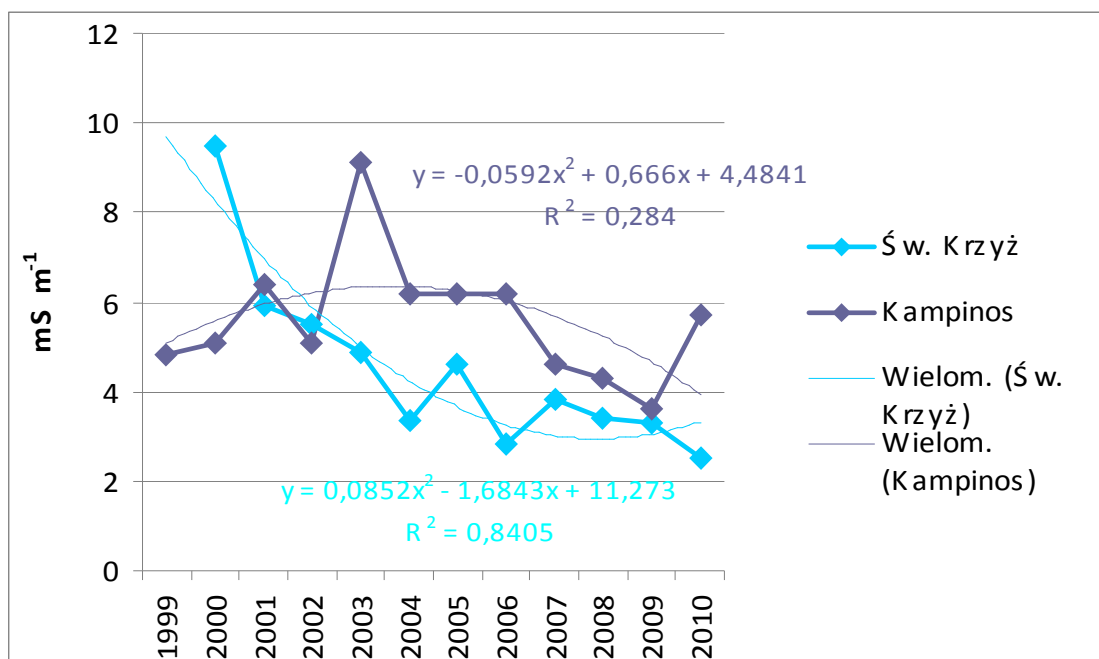
Wieloletni przebieg zmienności przewodności elektrolitycznej wskazuje na korzystny trend obniżania się zawartości składników rozpuszczonych w wodach opadowych w większości Stacji Bazowych. W latach hydrologicznych 1994-2010 sumaryczna ilość składników rozpuszczonych w wodach opadowych w Stacji Puszcza Borecka, Storkowo i Wigry spadała systematycznie osiągając w roku hydrologicznym 2010 wartość od 2 do 3,5-krotnie niższą w stosunku do połowy lat 90-tych (ryc. 14, 15). W przypadku Stacji Święty Krzyż tylko od roku 2000 przewodność elektrolityczna obniżyła się 4-krotnie (ryc. 16). Znacznie mniej wyraźne trendy spadkowe przewodności elektrolitycznej występują w przypadku Stacji Szymbark i Kampinos (ryc. 15, 16).



Ryc. 14. Zmiany przewodności elektrolitycznej wód opadowych w Stacjach Bazowych ZMŚP Puszcza Borecka i Storkowo w latach hydrologicznych 1994-2010

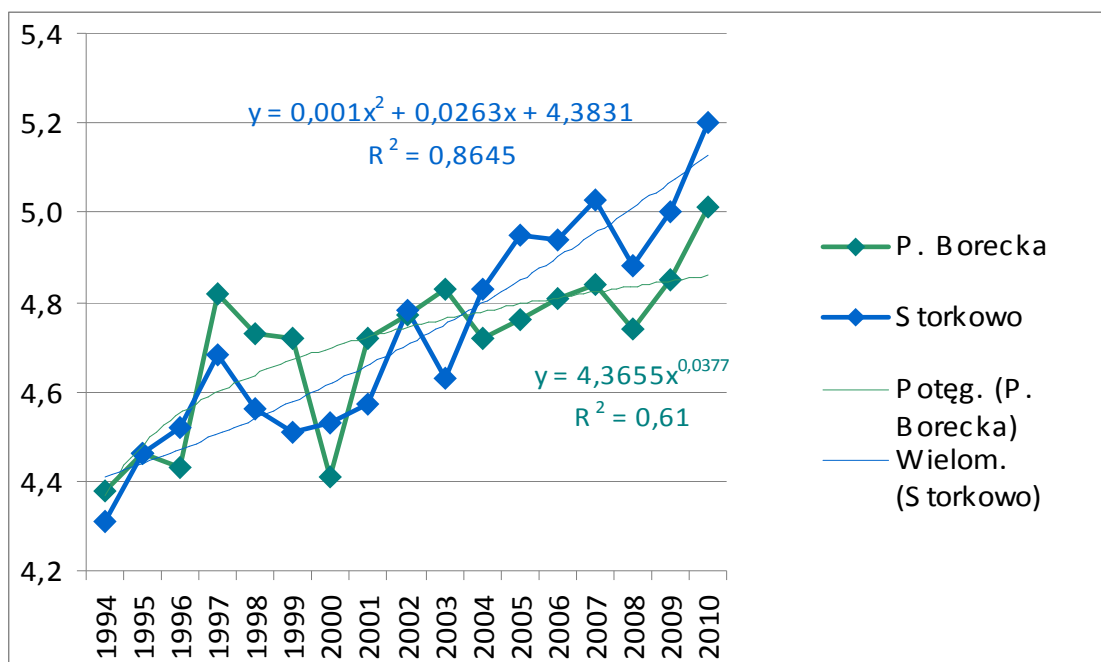


Ryc. 15. Zmiany przewodności elektrolitycznej wód opadowych w Stacjach Bazowych ZMŚP Szymbark i Wigry w latach hydrologicznych 1994-2010

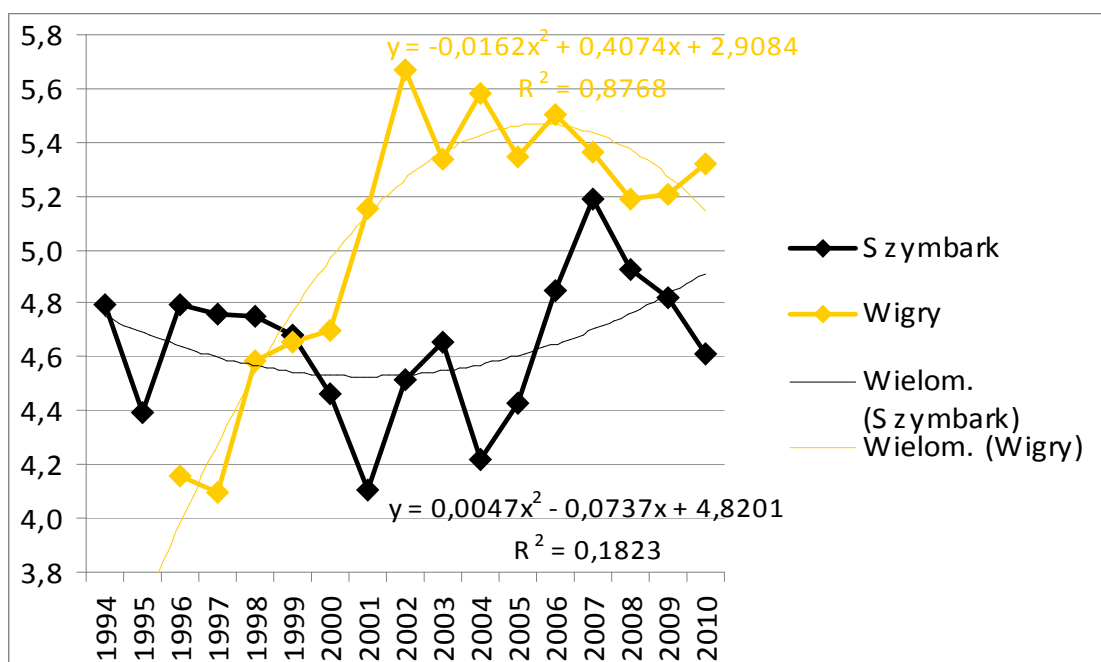


Ryc. 16. Zmiany przewodności elektrolitycznej wód opadowych w Stacjach Bazowych ZMŚP Święty Krzyż i Kampinos w latach hydrologicznych 1994-2010

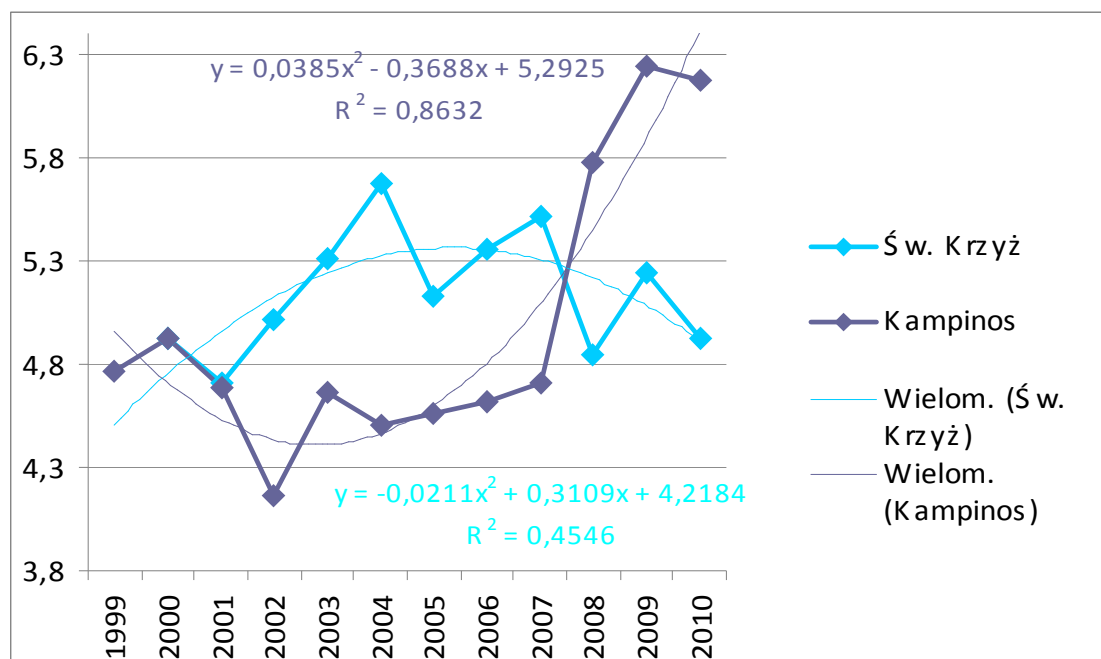
Na szczególne podkreślenie zasługuje fakt, że w większości Stacji Bazowych w wieloleciu 1994-2010 zaznacza się wyraźny, systematyczny wzrost pH wód opadowych (ryc. 17, 18, 19). W Stacjach Storkowo i Puszcza Borecka (ryc. 17) pH z poziomu charakterystycznego dla wód znacznie zakwaszonych (w połowie lat 90. XX w.) wzrosło do poziomu zbliżonego lub charakterystycznego dla klasy „pH normalne” w ostatnich latach. W Stacji Bazowej Wigry pH wód opadowych w latach 1995 i 1996 było znacznie obniżone, a od 2001 roku utrzymuje się w klasie „normalne”, (ryc. 18). Praktycznie brak jednoznacznych trendów podwyższania wartości pH wód opadowych można natomiast stwierdzić w przypadku Stacji Szymbark i Święty Krzyż (ryc. 18, 19).



Ryc. 17. Zmiany pH wód opadowych w Stacjach Bazowych ZMŚP Puszcza Borecka i Storkowo w latach hydrologicznych 1994-2010

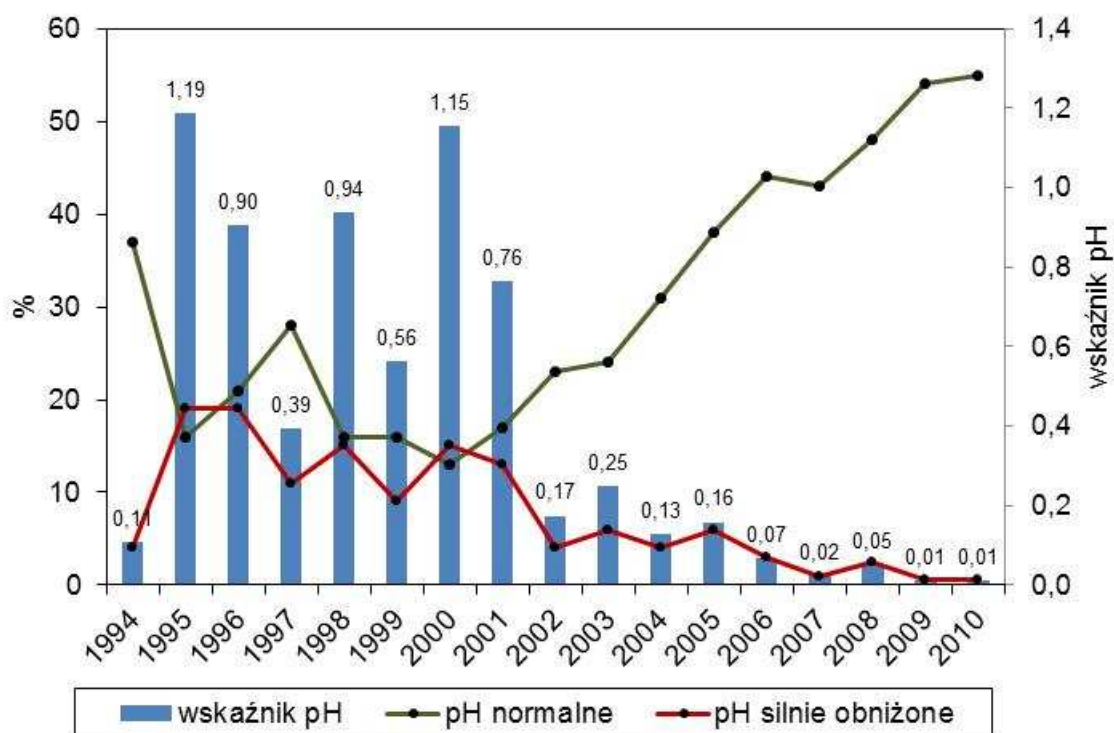


Ryc. 18. Zmiany pH wód opadowych w Stacjach Bazowych ZMŚP Szymbark i Wigry w latach hydrologicznych 1994-2010



Ryc. 19. Zmiany pH wód opadowych w Stacjach Bazowych ZMŚP Św. Krzyż i Kampinos w latach hydrologicznych 1994-2010

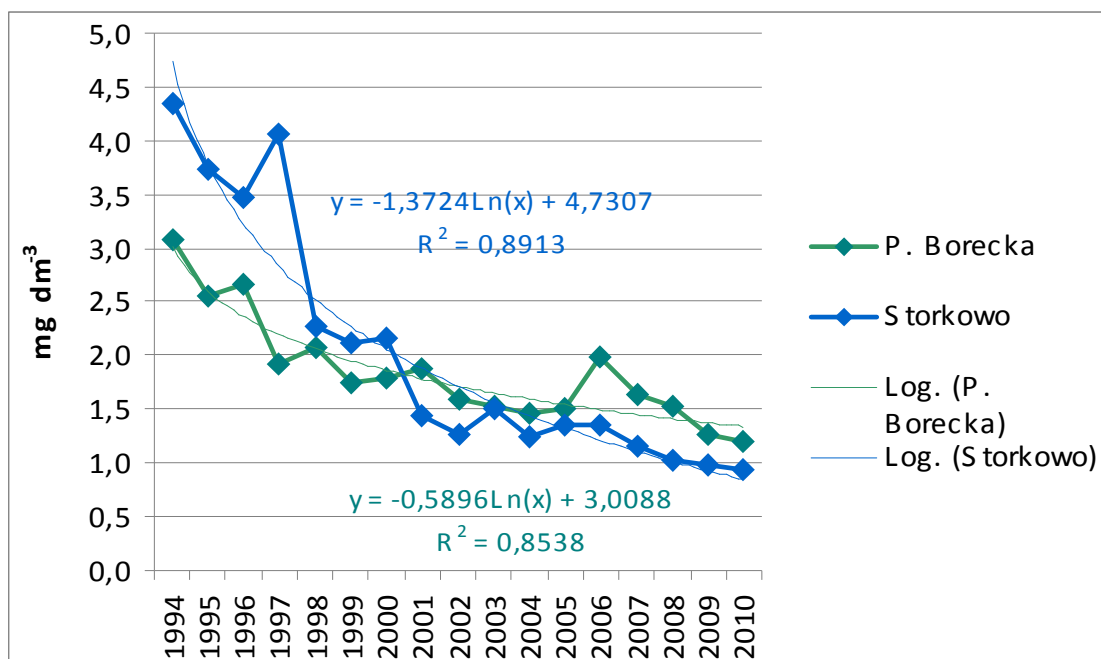
Zmniejszanie zakwaszenia wód opadowych (jak i zawartości składników rozpuszczonych) jest przejawem polepszającej się jakości powietrza, dzięki czemu coraz rzadziej pojawiają się opady o silnym zakwaszeniu wyrażonym odczynem pH poniżej wartości 4,1. Na przykładzie wód opadowych badanych w Stacji Bazowej w Storkowie (ryc. 20) można zauważyć, że począwszy od połowy lat 90-tych maleje udział dni z opadami o pH silnie obniżonym (<4,1): do roku 2001 udział takich dni wynosił 4-19%, w kolejnych latach wartość ta nie przekraczała 6%, zaś w roku 2009 i 2010 wystąpił tylko jeden dzień z opadem o pH poniżej 4,1. Jednocześnie wzrasta ilość dni z opadami o pH normalnym (wartości w przedziale 5,1-6,1): w latach 1994-2001 ich roczny udział mieścił się w zakresie 15-37%, a po roku 2001 w zakresie 23-55% (ryc. 20). Poprawę jakości wód opadowych w kolejnych latach dobrze oddaje *wskaźnik pH opadów atmosferycznych* (ryc. 20). Jego wartość w Storkowie w latach 1994-2010 systematycznie obniża się, od wartości powyżej 1 jeszcze w roku 2000 do 0,01 w roku 2009 i 2010.



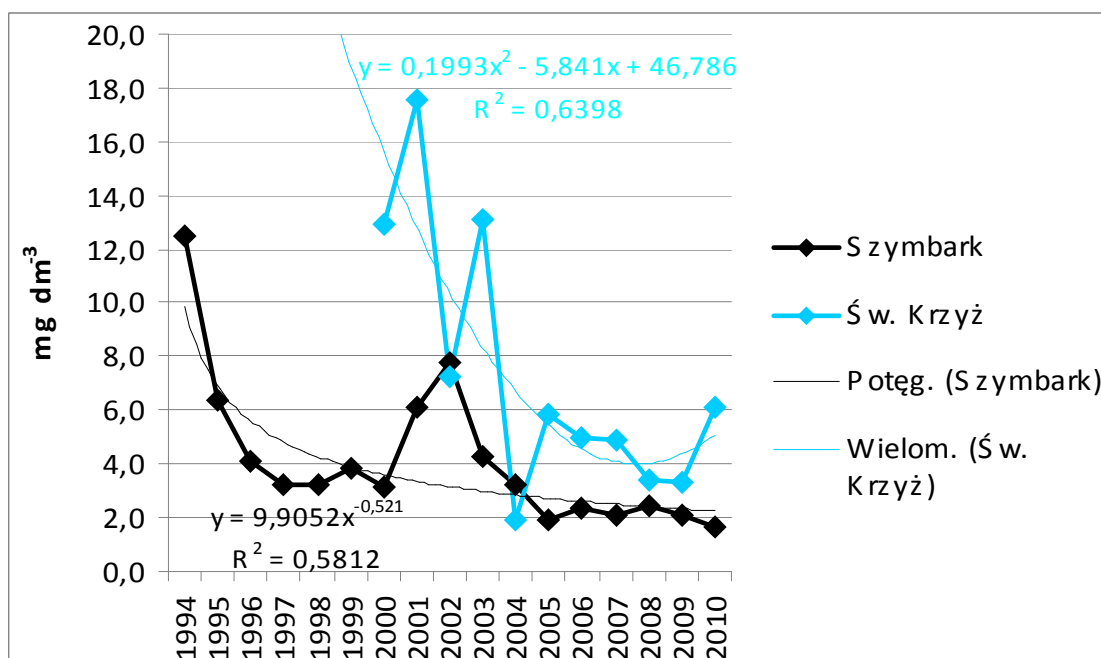
Ryc. 20. Udział opadów o pH normalnym i pH silnie obniżonym oraz wskaźnik pH opadów w latach hydrologicznych 1994-2010 w Storkowie

Przyczyny zmniejszenia kwasowości wód opadowych wiążą się głównie z ograniczaniem emisji do atmosfery dwutlenku siarki – gazu pochodzącego w największym stopniu ze spalania paliw kopalnych i uważanego za główny czynnik kwasotwórczy. Zmniejszanie emisji SO_2 notuje się w krajach europejskich, w tym również w Polsce (m.in. Stan środowiska w Polsce 1998). Opracowania GUS (Ochrona Środowiska 2005, 2010) wskazują na 2,5-krotny spadek emisji SO_2 w Polsce w latach 1995-2008. Malejąca ilość SO_2 w atmosferze przekłada się nie tylko na wzrost pH opadów atmosferycznych, ale również na spadek zawartości siarczanów w wodach opadowych, co daje się zaobserwować w wynikach badań niektórych Stacji Bazowych ZMŚP (ryc. 21). W Storkowie zawartość siarczanów w opadach spadła 4-krotnie w porównaniu z połową lat 90-tych, w Puszczy Boreckiej – ok. 3-krotnie (ryc. 21), a na Świętym Krzyżu 4-krotny spadek notuje się od roku 2001 (ryc. 22). Jednoznacznej tendencji spadkowej zawartości siarczanów w wodach opadowych nie stwierdzono w Kampinosie (ryc. 23). Dla tej Stacji Bazowej w latach 2001-2008 stężenia siarczanów utrzymywały się na wysokim poziomie - ponad 12

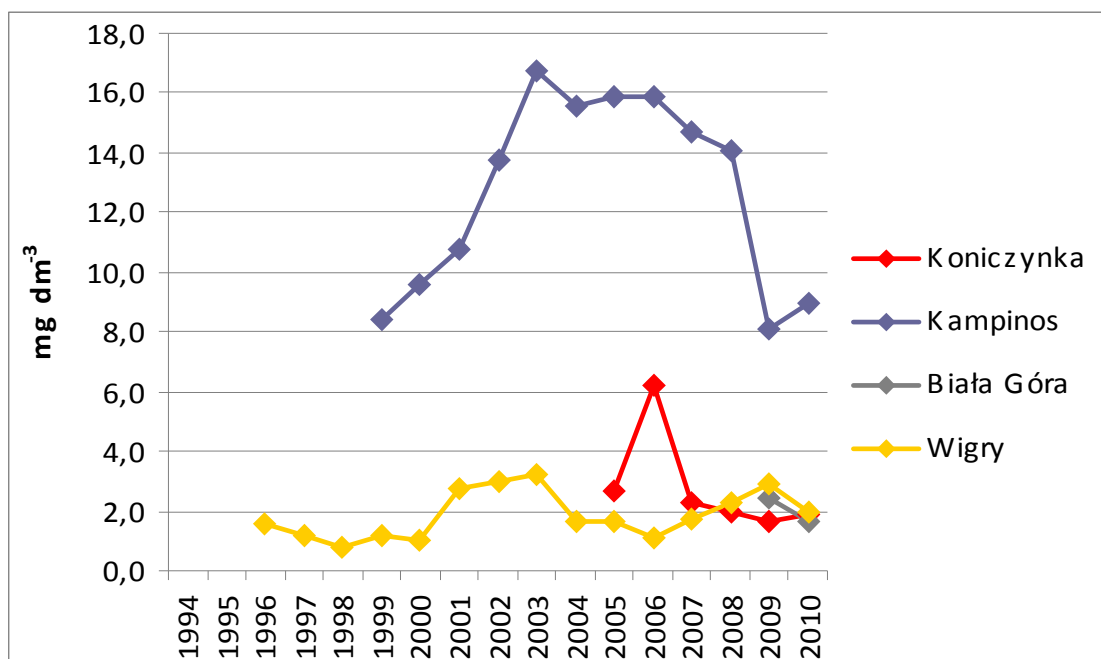
mg dm⁻³. W ostatnich dwóch latach obniżyły się natomiast do wartości występujących w latach 1999-2000, tj. około 8 mg dm⁻³.



Ryc. 21. Zmiany stężenia jonów siarczanowych w wodach opadowych w Stacjach Bazowych ZMŚP Puszcza Borecka i Storkowo w latach hydrologicznych 1994-2010

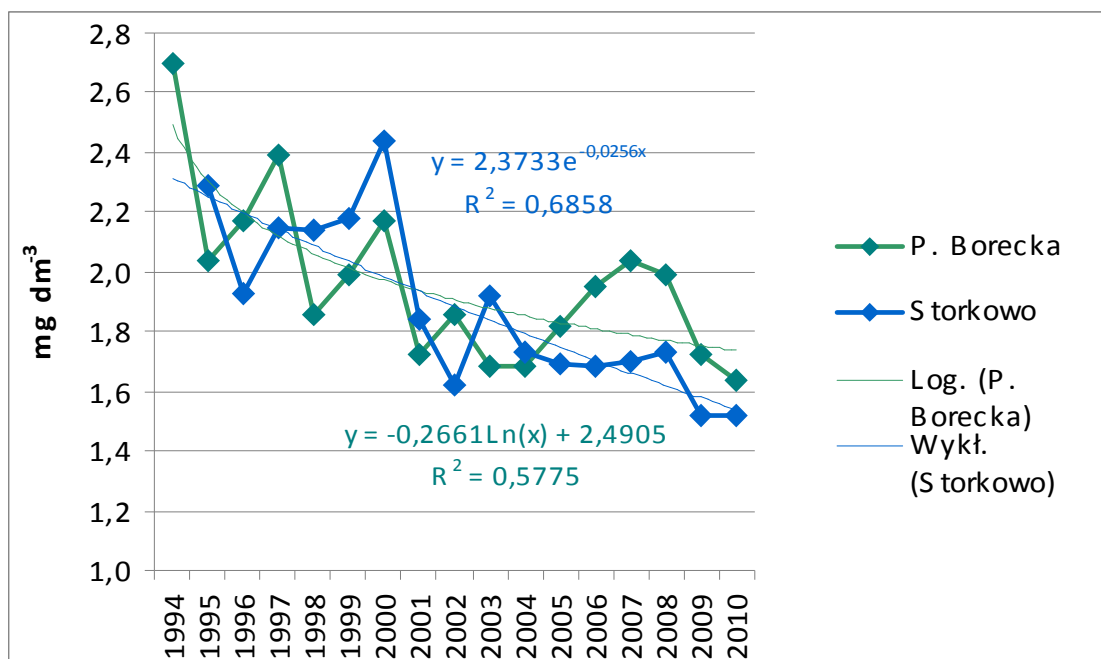


Ryc. 22. Zmiany stężenia jonów siarczanowych w wodach opadowych w Stacjach Bazowych ZMŚP Święty Krzyż i Szymbark w latach hydrologicznych 1994-2010

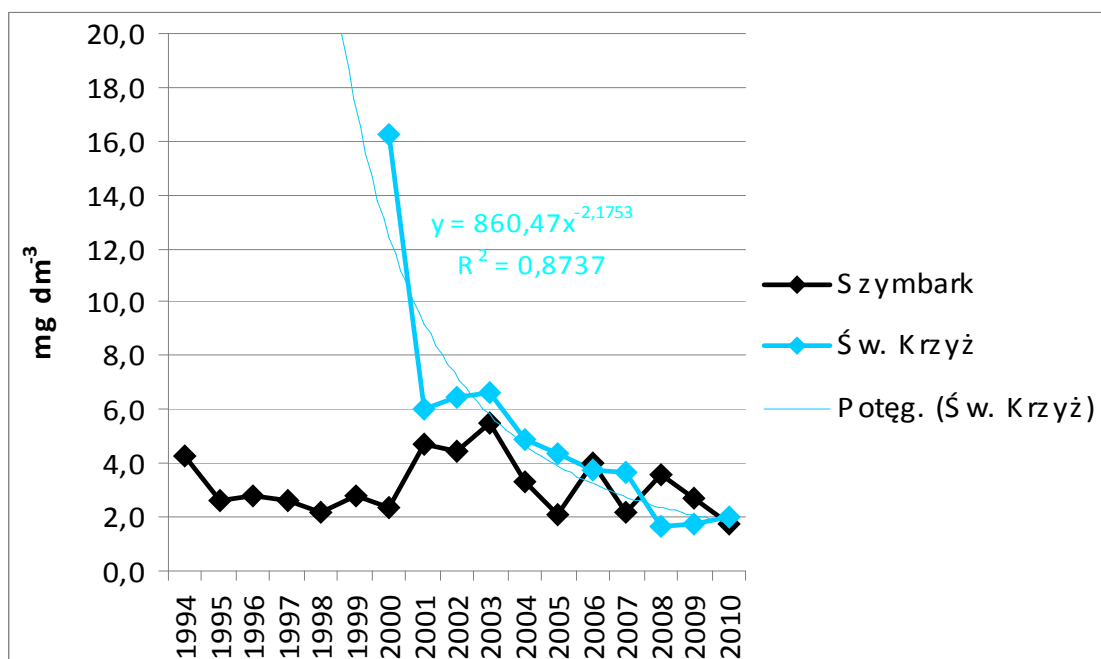


Ryc. 23. Zmiany stężenia jonów siarczanowych w wodach opadowych w Stacjach Bazowych ZMŚP Koniczynka, Kampinos i Święty Krzyż w latach hydrologicznych 1994-2010

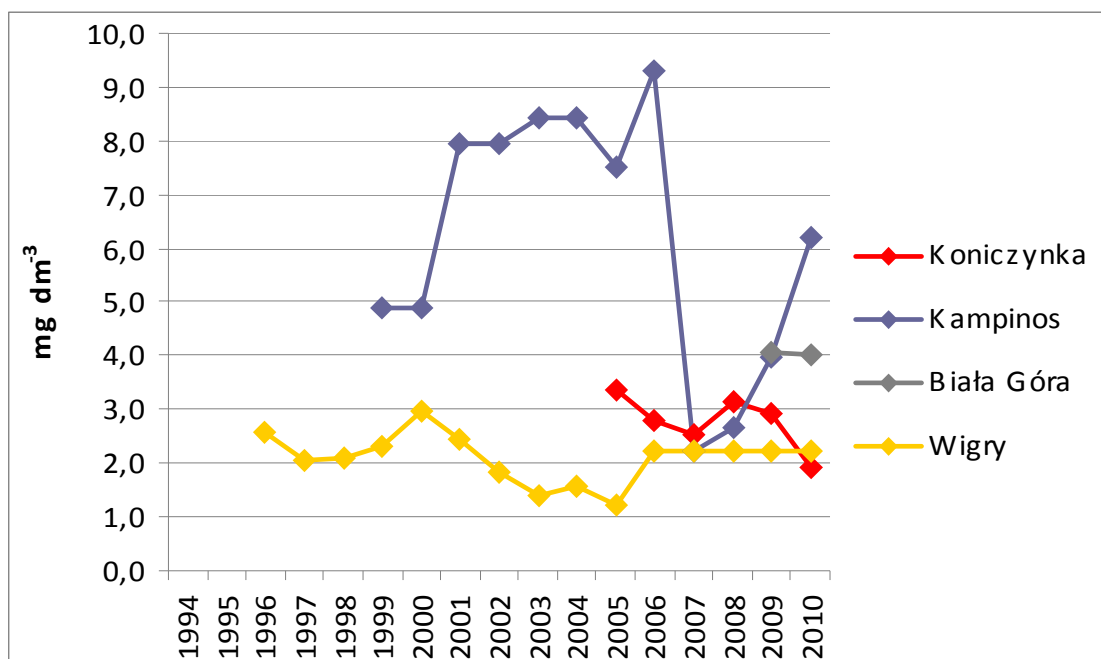
Drugim czynnikiem wywołującym zakwaszenie wód opadowych są tlenki azotu, pochodzące głównie ze spalania paliw płynnych, w związku z czym zagrożeniem dla jakości opadów atmosferycznych wydaje się być rozwój motoryzacji i nasilenie transportu w Polsce. Tymczasem wg GUS (Ochrona Środowiska 2005, 2008) emisja NO_x w Polsce w ostatnich latach spadła o 30% w stosunku do połowy lat 90-tych. Odzwierciedleniem ograniczenia emisji tlenków azotu są malejące stężenia jonów azotanowych w wodach opadowych, co obserwuje się w niektórych Stacjach Bazowych ZMŚP (ryc. 24, 25). Jednocześnie należy zaznaczyć, że spadek stężeń azotanów nie jest tak duży jak w przypadku siarczanów: w Storkowie spadek od lat 90-tych do dziś wynosi około 30%, a w Puszczy Boreckiej około 40% (ryc. 24). Jedynie na Świętym Krzyżu notowano większe zmiany: od roku 2000 stężenie azotanów spadło do poziomu 8 razy niższego (ryc. 25).



Ryc. 24. Zmiany stężenia jonów azotanowych w wodach opadowych w Stacjach Bazowych ZMŚP Puszcza Borecka i Storkowo w latach hydrologicznych 1994-2010



Ryc. 25. Zmiany stężenia jonów azotanowych w wodach opadowych w Stacjach Bazowych ZMŚP Święty Krzyż i Szymbark w latach hydrologicznych 1994-2010

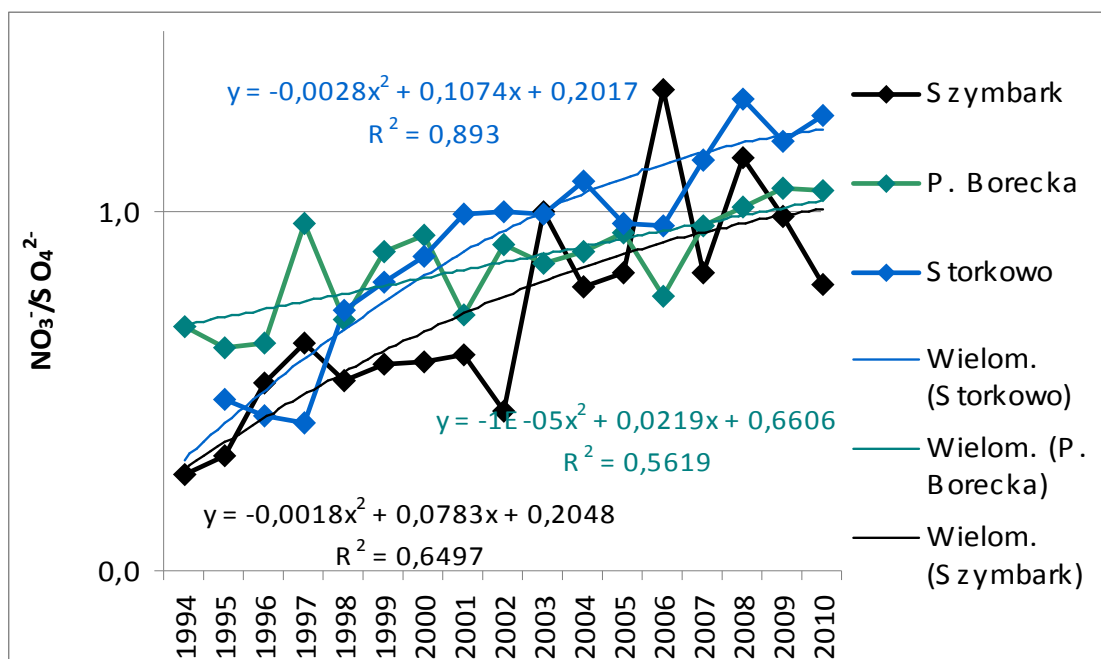


Ryc. 26. Zmiany stężenia jonów azotanowych w wodach opadowych w Stacjach Bazowych ZMŚP Koniczynka, Kampinos, Biała Góra i Wigry w latach hydrologicznych 1994-2010

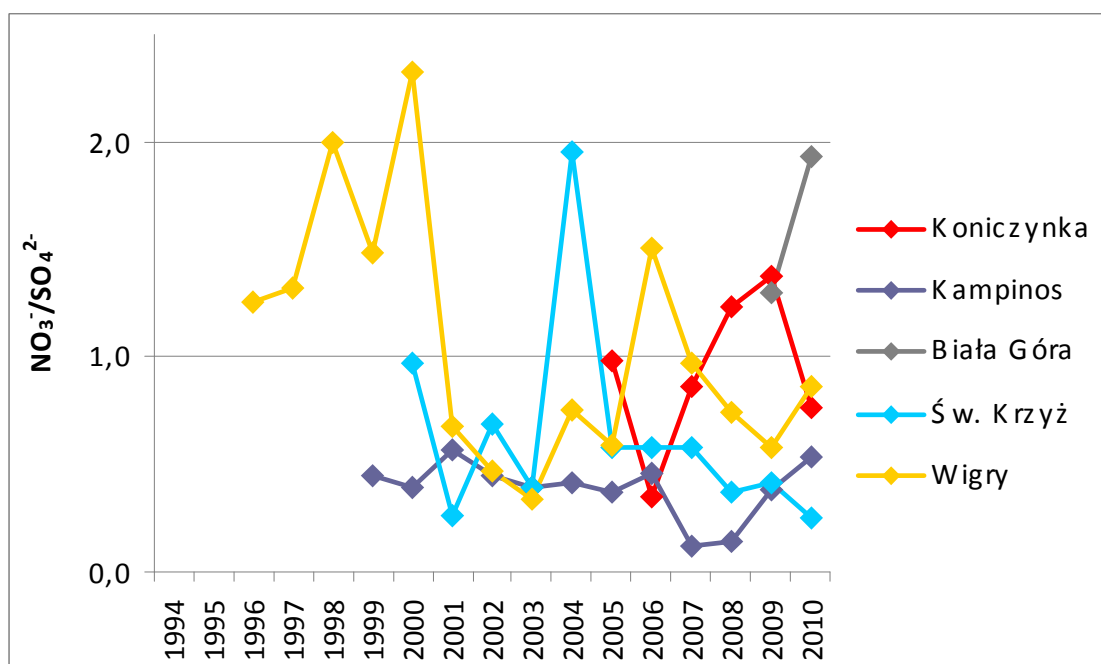
Powszechnie w literaturze uważa się, że za kwasowość opadów atmosferycznych w około 60-70% odpowiada dwutlenek siarki, zaś tlenki azotu za pozostałe 30-40% (Isidorow, Jaroszyńska 1998, Trzeciak 1995). Siedemnastoletnie obserwacje chemizmu wód opadowych w Stacjach Bazowych ZMŚP wskazują na zachodzące istotne zmiany w przyczynach zakwaszenia wód opadowych. Zmiany te obrazuje *wskaźnik udziału czynników kwasogennych w zakwaszaniu opadów*, wyrażony stosunkiem ekwiwalentowych stężeń jonów azotanowych do siarczanowych w opadach.

Zmienność czasowa *wskaźnika udziału czynników kwasogennych* dla Stacji Bazowych ZMŚP w dostępnych okresach obserwacji wskazuje na:

- wzrostowy trend udziału tlenków azotu w zakwaszaniu wód opadowych w Stacjach Storkowo, Puszcza Borecka i Szymbark (dla lat 1994-2010) (ryc. 27),
- przewagę NO_x nad SO₂ w zakwaszaniu opadów w Storkowie i w Puszczy Boreckiej w ostatnich latach (ryc. 27),
- większy udział SO₂ w stosunku do NO_x w zakwaszaniu opadów w Stacjach Kampinos i Święty Krzyż (w dostępnym wieloleciu 1999-2010) (ryc. 28).



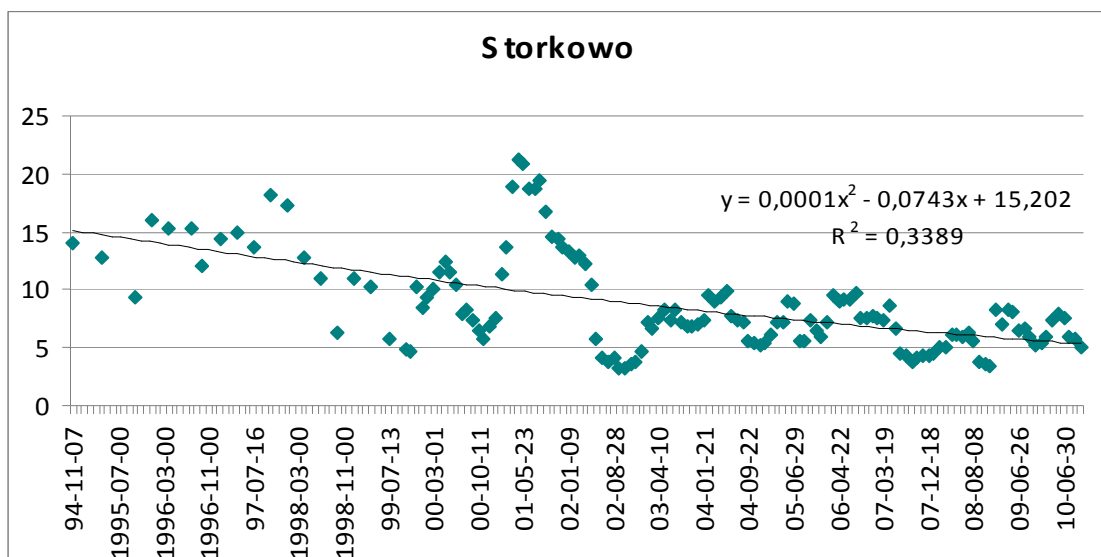
Ryc. 27. Zmiany wskaźnika udziału czynników kwasogennych w zakwaszaniu wód opadowych w Stacjach Bazowych ZMŚP Puszcza Borecka, Storkowo i Szymbark w latach hydrologicznych 1994-2010



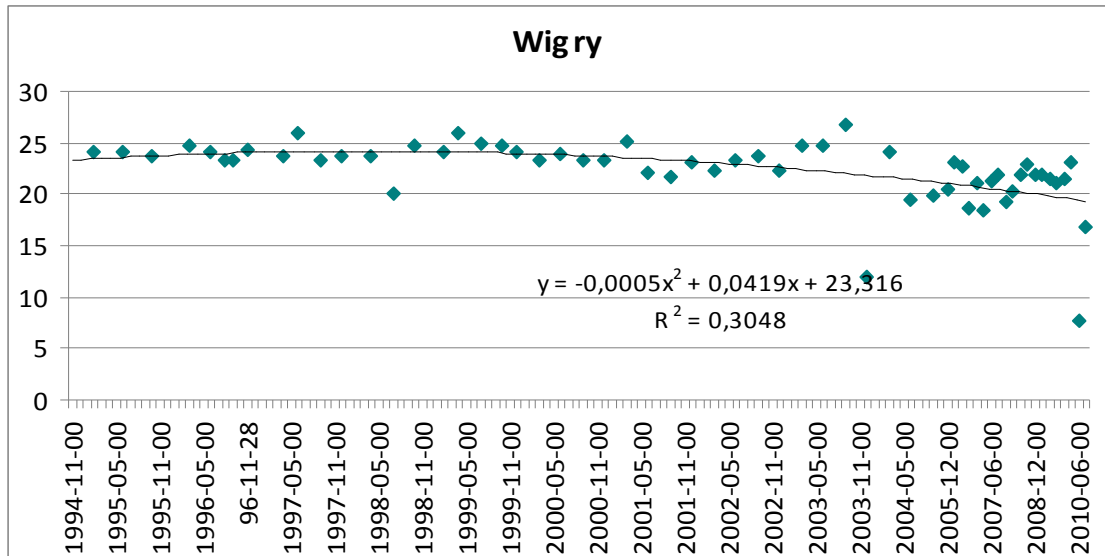
Ryc. 28. Zmiany wskaźnika udziału czynników kwasogennych w zakwaszaniu wód opadowych w Stacjach Bazowych ZMŚP Koniczynka, Kampinos, Biała Góra, Święty Krzyż i Wigry w latach hydrologicznych 1994-2010

5.2. Wskaźniki jakości wód podziemnych

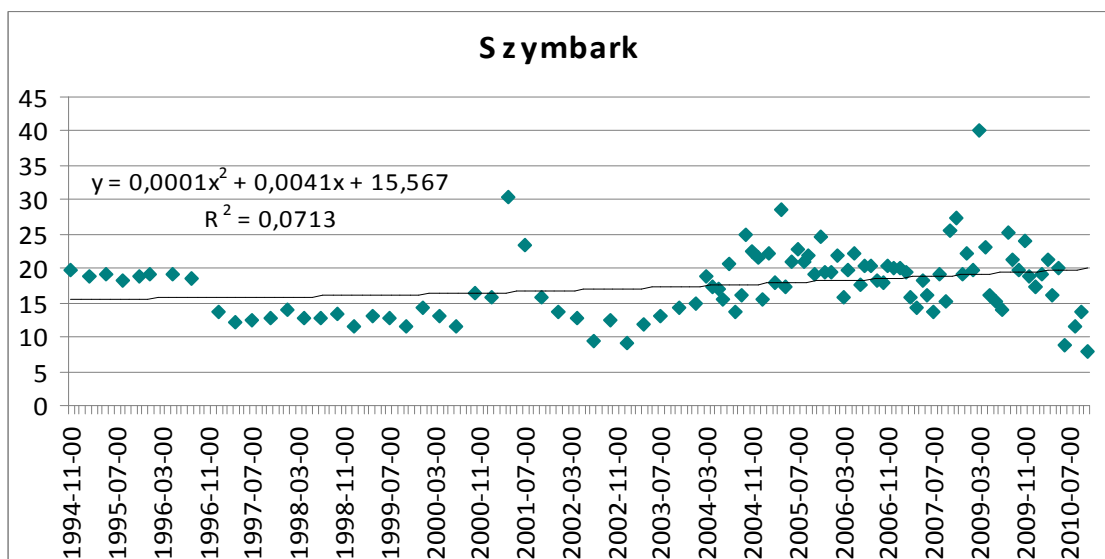
Siarka w roztworach glebowych oraz w wodach podziemnych pochodzi z depozycji tego pierwiastka z atmosfery oraz z procesów geochemicznych zachodzących w glebie. Siarka ma mniejsze znaczenie niż azot w procesach biosyntezy, stąd jej wysokie stężenia notowane w profilu glebowym niezależnie od głębokości. W części Stacji Bazowych dane wieloletnie potwierdzone kolejnymi wartościami z roku 2010 wskazują na zmniejszanie się ilości siarki w wodach podziemnych. Prawdopodobnie przyczyna tego zjawiska jest zmniejszanie się ilości siarki w powietrzu oraz opadach atmosferycznych. Wyraźne zmniejszanie się stężeń siarki siarczanowej stwierdzono w wodach podziemnych w Storkowie (ryc. 29) oraz w Stacji Bazowej Wigry (ryc. 30). W innych Stacjach te trendy wieloletnie są dotychczas słabo widoczne, np. w Szymbarku (ryc. 31).



Ryc. 29. Zmiany stężenia siarki siarczanowej [mg dm^{-3}] w wodach podziemnych w zlewni Chwalimskiego Potoku w Stacji Bazowej ZMŚP Storkowo w latach hydrologicznych 1995-2010



Ryc. 30. Zmiany stężenia siarki siarczanowej [mg dm^{-3}] w Stacji Bazowej ZMŚP Wigry w latach hydrologicznych 1995-2010

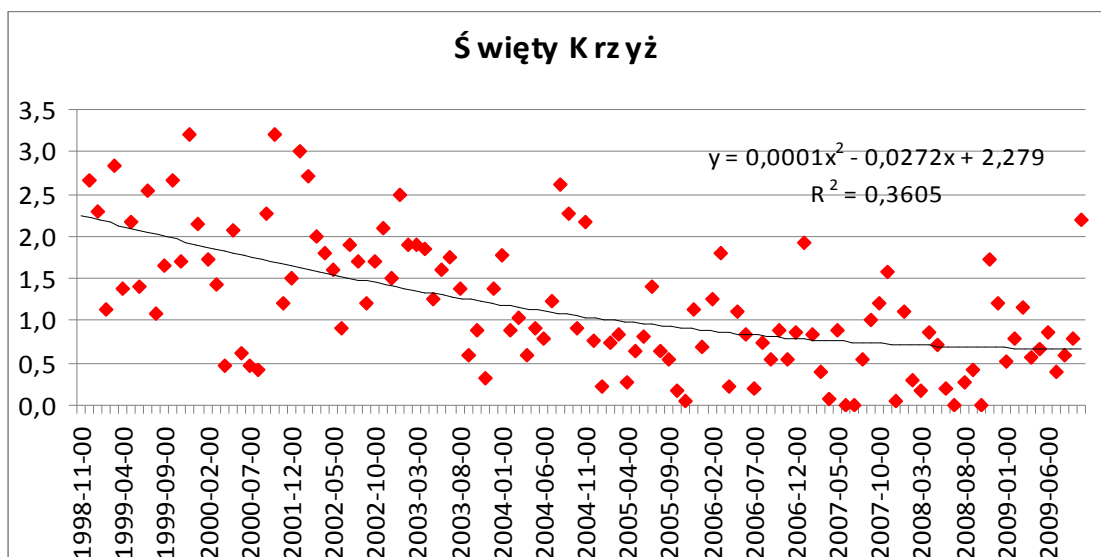


Ryc. 31. Zmiany stężenia siarki siarczanowej [mg dm^{-3}] w piezometrze w zlewni Bystrzanki w Stacji Bazowej ZMŚP Szymbark w latach hydrologicznych 1995-2010

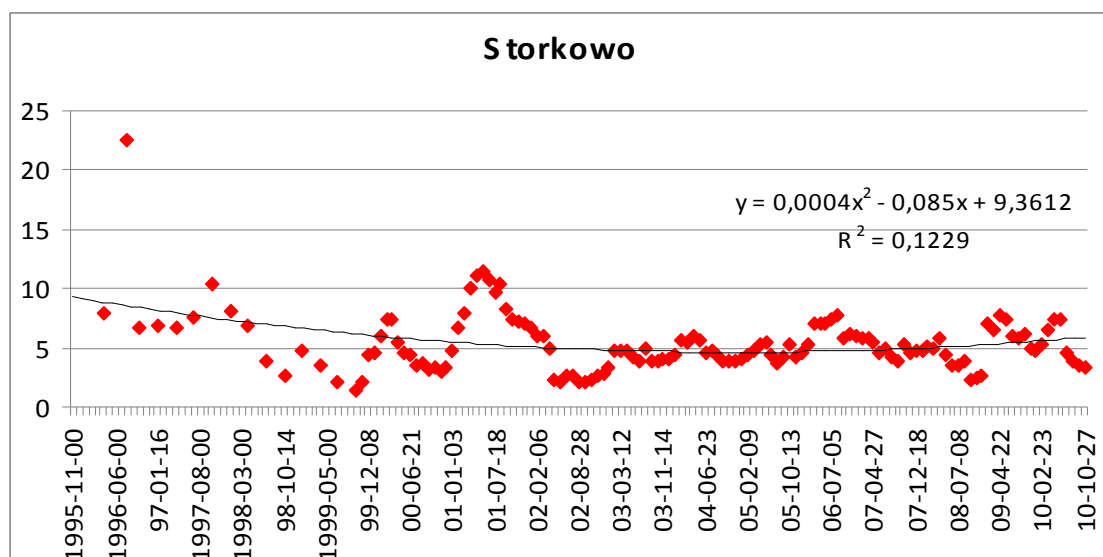
Dostawa atmosferyczna jest ważnym źródłem ładunku azotu docierającego do wód podziemnych. Większa część tego składnika jest wykorzystywana przez roślinność w procesach biologicznych. Do zwiększonego zapotrzebowania szaty roślinnej na azot dochodzi zwłaszcza na powierzchniach leśnych. Bilans ładunków docierających z opadem atmosferycznym do koron drzew, opadu śródokapowego, spływu po pniach i odpływu wód glebowych/podziemnych wskazują, że

zapotrzebowanie na azot jest większe niż depozycja atmosferyczna. Można zatem uznać, że związki azotu na obszarach leśnych nie powodują zakwaszania gleby, są one bowiem wykorzystywane przez rośliny w procesie biosyntezy.

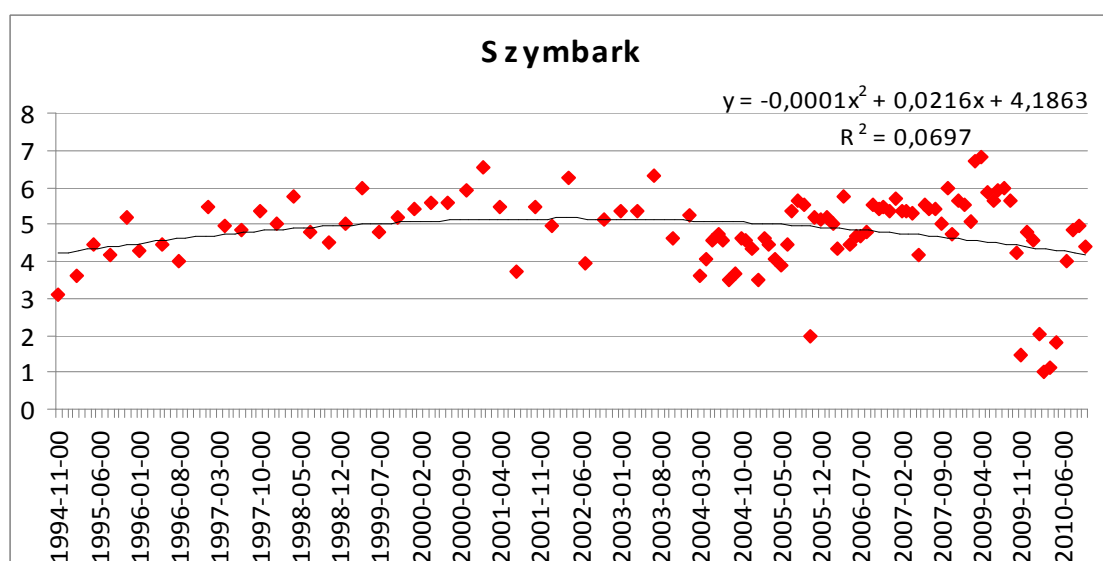
W niektórych Stacjach Bazowych dane wieloletnie chemizmu wód podziemnych wskazują na trend spadkowy stężeń azotu azotanowego, co zapewne wiąże się ze zmniejszaniem zanieczyszczeń powietrza i opadu atmosferycznego. Najlepiej tendencję do obniżania stężeń azotu w wodach podziemnych można zaobserwować dla źródeł w Świętym Krzyżu oraz dla piezometrów w Storkowie (ryc. 32, 33). W większości Stacji Bazowych są to jednak trendy spadkowe słabe (np. dla Szymbarku w latach 1995-2010, ryc. 34), a w niektórych Stacjach zauważa się wręcz słabe trendy wzrostowe (np. w Koniczynie w latach 1996-2010, ryc. 35), co może wynikać z intensywnego nawożenia gruntów rolnych.



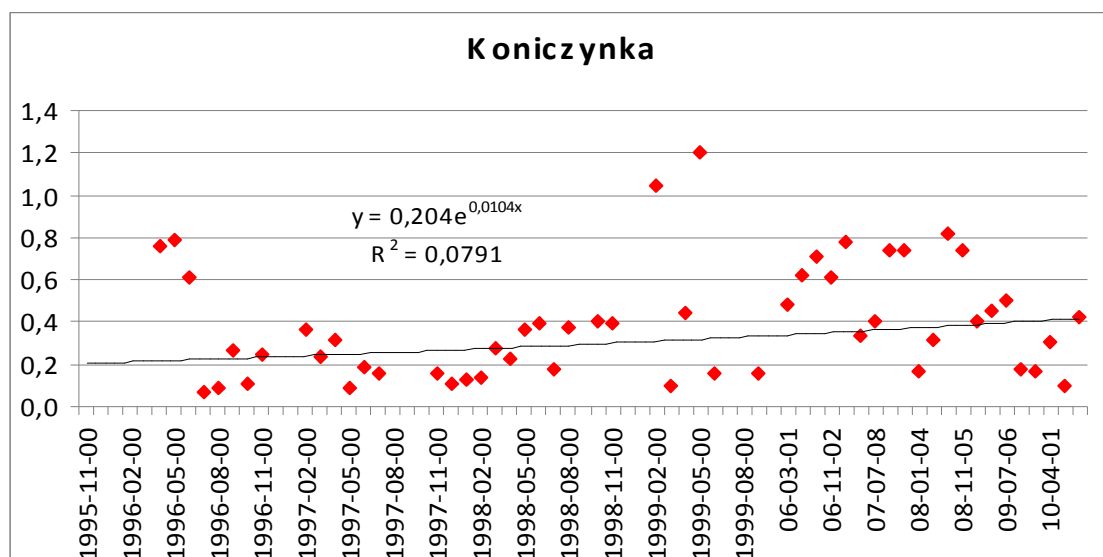
Ryc. 32. Zmiany stężenia azotu azotanowego [mg dm^{-3}] w źródle w Stacji Bazowej ZMŚP Święty Krzyż w latach hydrologicznych 1999-2009



Ryc. 33. Zmiany stężenia azotu azotanowego [mg dm^{-3}] w wodach podziemnych w zlewni Chwalimskiego Potoku w Stacji Bazowej ZMŚP Storkowo w latach hydrologicznych 1996-2010



Ryc. 34. Zmiany stężenia azotu azotanowego [mg dm^{-3}] w wodach podziemnych w zlewni Bystrzanki w Stacji Bazowej ZMŚP Szymbark w latach hydrologicznych 1995-2010



Ryc. 35. Zmiany stężenia azotu azotanowego [mg dm^{-3}] wodach podziemnych w Stacji Bazowej ZMŚP Koniczynka w latach hydrologicznych 1996-2010

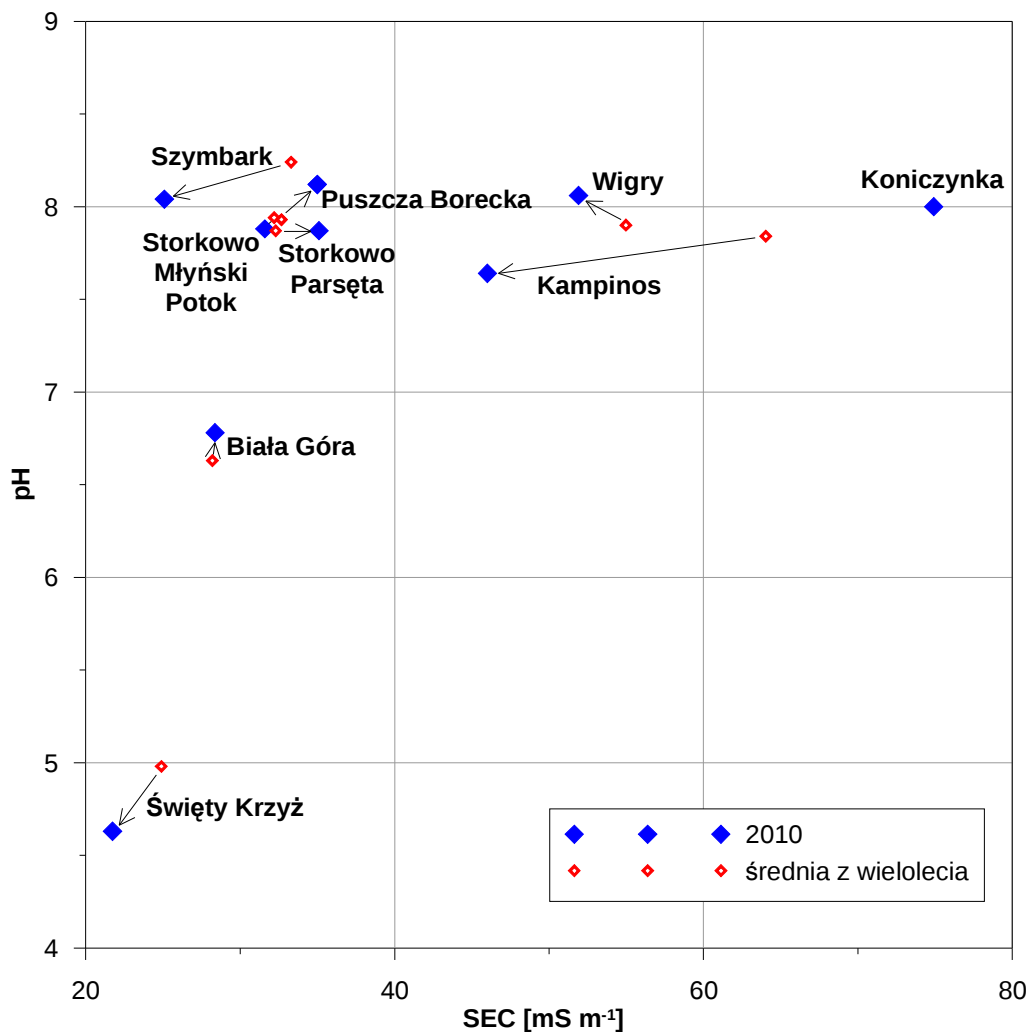
5.3. Wskaźniki jakości wód powierzchniowych

Wszystkie Stacje Bazowe prowadziły w roku 2010 monitoring wód powierzchniowych. Odpływ powierzchniowy ze zlewni stanowi podstawową drogę odprowadzania z geoekosystemu substancji rozpuszczonych i zawiesiny. Najważniejsze źródła substancji obecnych w odpływie powierzchniowym to: dostawa atmosferyczna, zasilanie z wód podziemnych, obieg biologiczny oraz procesy denudacyjne. W coraz większym stopniu na skład chemiczny wód powierzchniowych wpływa działalność człowieka, szczególnie na obszarach zurbanizowanych oraz intensywnie wykorzystywanych rolniczo.

Odprowadzanie jonów rozpuszczonych w wodach powierzchniowych odprowadzanych ze zlewni badawczych Stacji Bazowych zależy w dużym stopniu od budowy geologicznej, litologii i typu zasilania hydrogeologicznego. Są to uwarunkowania regionalne, stabilne w czasie. Do uwarunkowań lokalnych zmieniających się okresowo i sezonowo należy zaliczyć zmiany przepływu w ciekach w różnych porach roku hydrologicznego. Sezonowość transportu fluwialnego jest wypadkową źródeł dostawy materiału oraz warunków hydrometeorologicznych. Badania w monitorowanych zlewniach w roku 2010 potwierdzają, że przebieg przewodności właściwej (SEC), która jest wskaźnikiem mineralizacji wód rzecznych, zależy od rozkładu przepływu. Zależność ta ma charakter odwrotnie proporcjonalny i najwyższe wartości przyjmuje podczas niskich stanów wód. Wysokie stany związane

z roztopami pokrywy śnieżnej i wysokimi sumami opadów atmosferycznych przyczyniały się do rozcieńczenia wód rzecznych i tym samym do spadku mineralizacji.

Analiza wartości średnich rocznych pH i przewodności elektrolitycznej wód powierzchniowych objętych monitoringiem wskazuje, że należą one do wód o pH obojętnym lub lekko zasadowym i są średnio i wysoko zmineralizowane (ryc. 36).



Ryc. 36. Rozkład średnich rocznych wartości pH i przewodności elektrolitycznej wód rzecznych w roku hydrologicznym 2010 w porównaniu do średniej z wielolecia dla Stacji Bazowych ZMŚP

Największe zmiany między wartościami pH i SEC mierzonymi w roku 2010 a średnimi z wielolecia zaszły w Kampinosie, Szymbarku i Świętym Krzyżu. Zmiany te polegają na zmniejszeniu ilości jonów w wodach, co można uznać za zjawisko pożądane (szczególnie cenne w przypadku najwyżej zmineralizowanych wód Kanału

Olszowieckiego w Kampinosie) ale niestety, również na spadku odczynu pH (jest to zjawisko groźne w przypadku kwaśnych wód w potokach spływających ze zlewni badawczej Święty Krzyż). W pozostałych Stacjach Bazowych nie zaszły istotne zmiany między rokiem 2010 a wieloleciem. Główny udział w zasilaniu badanych cieków mają wody podziemne. Wyjątek stanowią wody śródleśnego potoku na Świętym Krzyżu, w przypadku, których zarówno pH jak i przewodność elektrolityczna wskazują na dominację zasilania opadowego oraz ograniczone właściwości buforowe pokrywy glebowej w stosunku do dostawy atmosferycznych związków kwasogennych (ryc. 36).

Analiza składu chemicznego wód powierzchniowych w Stacjach Bazowych pozwala zaliczyć je wg klasyfikacji Szczukariewa do wód prostych: wodorowęglanowo-wapniowych (Paręta, odpływ z jeziora Łękuk, Lewińska Struga, Struga Toruńska), wodorowęglanowo- siarczanowo-wapniowe (Bystrzanka i Kanał Olszowiecki), wodorowęglanowo-wapniowo-magnezowe (Czarna Hańcza) oraz siarczanowo-wapniowo-magnezowe (odpływ C6 w stacji Święty Krzyż) (tab. 6).

Wody wszystkich rzek badanych w Stacjach Bazowych w roku 2010, podobnie jak i latach poprzednich, są wodami eutroficznymi. Pod względem klas jakości dla części badanych składników mieszczą się w klasie I (najczęściej dla temperatury, przewodności, odczynu, zawiesiny, azotu amonowego i azotu azotanowego, siarczanów, chlorków, wapnia i magnezu. W II klasie jakości najczęściej mieszczą się stężenia takich składników jak fosfor ogólny oraz BZT5, natomiast do klas III, IV i V wody rzeczne spadają najczęściej w zakresie ilości tlenu rozpuszczonego.

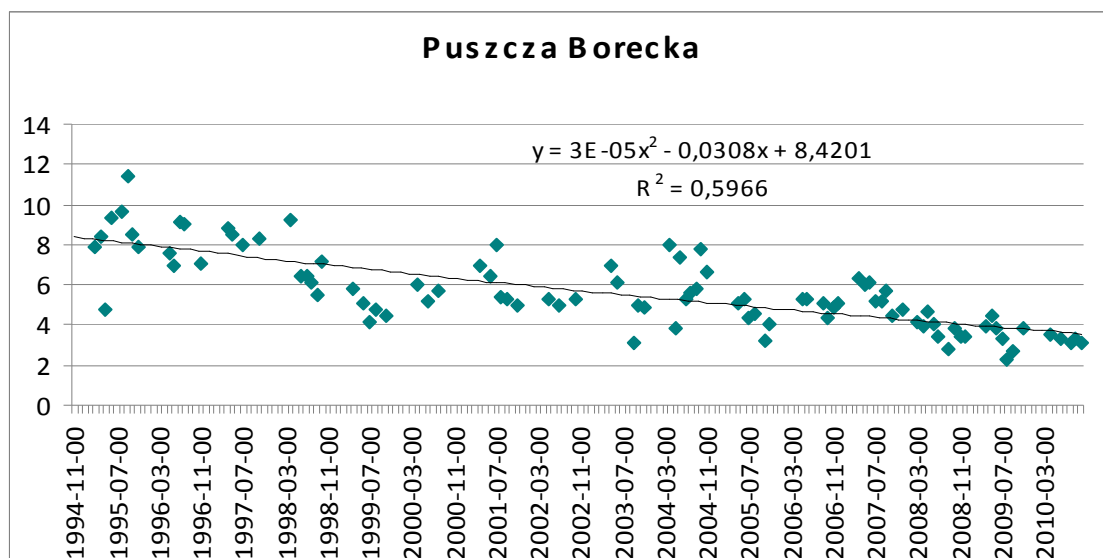
Tabela 6. Średni skład jonowy i klasyfikacja hydrochemiczna wg Szczukariewa dla wód powierzchniowych W Stacjach Bazowych w roku hydrologicznym 2010

Stacja Bazowa	średni skład chemiczny	typ hydrogeochemiczny
Szymbark Bystrzanka	$\frac{HCO_3^{61} SO_4^{27} Cl^7}{Ca^{70} Mg^{13} Na^{13}}$	wodorowęglanowo-siarczanowo-wapniowe
Wigry Czarna Hańcza Sobolewo	$\frac{HCO_3^{74} SO_4^{12} Cl^{11}}{Ca^{63} Mg^{20} Na^{14}}$	wodorowęglanowo-wapniowo-magnezowe
Puszcza Borecka odpływ z jez. Łękuk	$\frac{HCO_3^{90} SO_4^6 Cl^4}{Ca^{77} Mg^{18} Na^3}$	wodorowęglanowo-wapniowe
Storkowo Parsęta	$\frac{HCO_3^{79} SO_4^{14} Cl^5}{Ca^{80} Mg^9 Na^6}$	wodorowęglanowo-wapniowe
Biała Góra Lewińska Struga	$\frac{HCO_3^{73} SO_4^{12} Cl^{14}}{Ca^{72} Mg^{14} Na^{12}}$	wodorowęglanowo-wapniowe
Koniczynka Struga Toruńska	$\frac{HCO_3^{73} SO_4^9 Cl^{18}}{Ca^{71} Mg^{18} Na^9}$	wodorowęglanowo-wapniowe
Požary K. Olszowiecki	$\frac{HCO_3^{71} SO_4^{20} Cl^9}{Ca^{80} Mg^{13} Na^7}$	wodorowęglanowo-siarczanowo-wapniowe
Święty Krzyż odpływ C6	$\frac{SO_4^{80} Cl^{13} HCO_3^7}{Ca^{64} Mg^{21} Na^{15}}$	siarczanowo-wapniowo-magnezowe

Uzyskane w Stacjach Bazowych w roku 2010 wartości ładunków potwierdzają, że azot należy do tych pierwiastków, które są w dużym stopniu zatrzymywane w geoeekosystemach. Wyniki badań opadu i wód glebowych i podziemnych prowadzonych w zbiorowiskach leśnych wskazują, że dla niektórych ekosystemów leśnych ładunek azotu pod koronami drzew jest mniejszy niż na terenie otwartym. Można przypuszczać, że azot jest zatrzymywany w geoeekosystemie już na etapie kontaktu wód opadowych z powierzchnią roślin. Zrównoważony lub dodatni bilans azotu może wskazywać, że pierwiastek ten nie odgrywa decydującej roli w procesach zakwaszania wód powierzchniowych. W porównaniu do azotu siarka jest pierwiastkiem o bilansie ujemnym – ładunek siarki odprowadzany z geoeekosystemu przewyższa ładunek wprowadzany z opadem atmosferycznym (Kruszyk 2010). W przypadku tych Stacji, gdzie depozycję pod koronami drzew badano zarówno w drzewostanach iglastych i liściastych (Święty Krzyż, Szymbark), zaznacza się

zwiększony dopływ siarki do podłoża pod koronami drzew iglastych. Jest to efekt wydajniejszego wychwytywania zanieczyszczeń obecnych w atmosferze przez drzewostany iglaste. Siarka, która odgrywa mniejszą rolę w porównaniu do azotu w procesie biosyntezy, i jednocześnie należy do mobilnych migrantów, nie podlega znaczącej depozycji w badanych geoeosystemach.

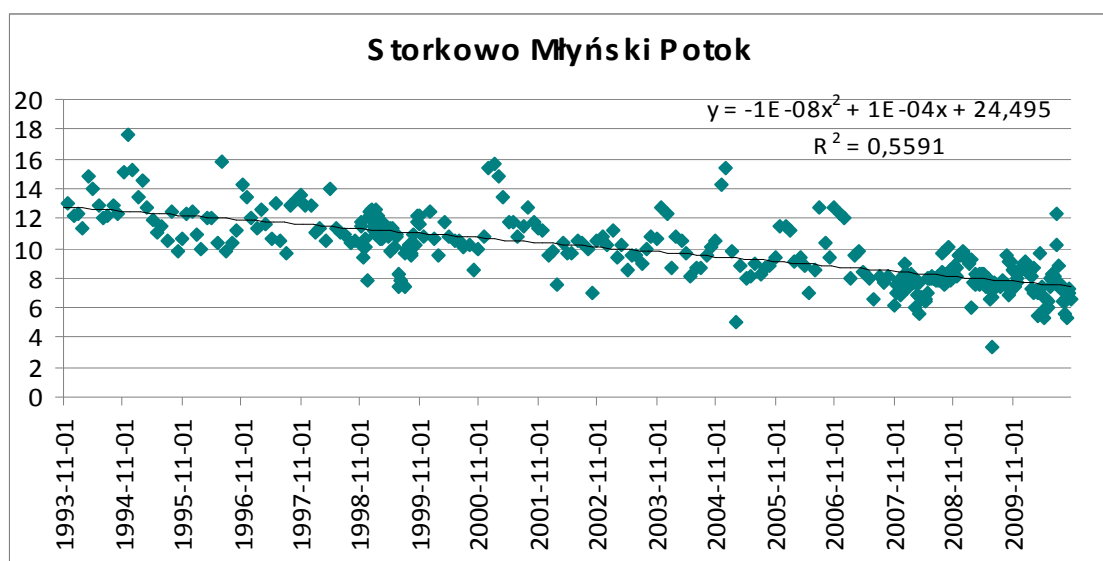
Na przykładzie zmian czasowych stężeń jonów siarki i azotu w wodach powierzchniowych zostaną przedstawione przemiany zachodzące w monitorowanych zlewniach. Obserwowane obniżenie ilości związków siarki w powietrzu i opadach atmosferycznych winno dać efekty w mniejszych stężeniach siarczanów w ciekach, o ile nie wzrosła dostawa z innych źródeł pochodzenia antropogenicznego (nawożenia, ścieków). Tego typu zmiany zachodzą na przestrzeni wieloleci. Pierwsze efekty poprawy jakości powietrza atmosferycznego i opadów są już widoczne w obniżaniu się od roku 1994 (1995) stężeń siarki siarczanowej w wodach powierzchniowych w Stacjach Bazowych Puszcza Borecka, Storkowo oraz Koniczynka (ryc. 37, 38, 39, 40). Istotny statystyczny trend wieloletni na dla Puszczy Boreckiej wskazuje na duży spadek stężenia siarki siarczanowej, od około 9 mg dm⁻³ w roku 1995 do około 3 mg dm⁻³ w roku 2010 (ryc. 37).



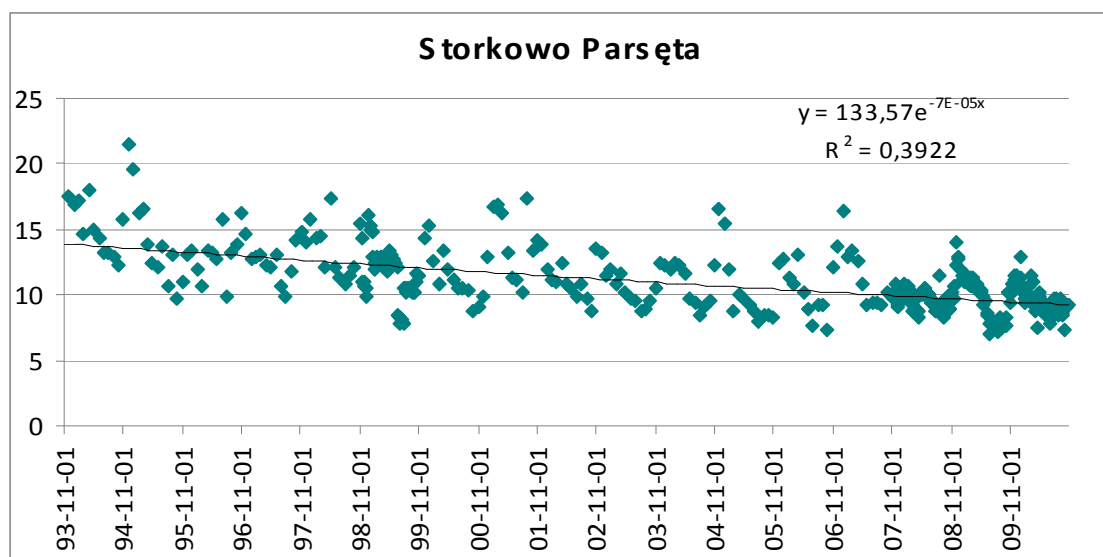
Ryc. 37. Zmiany stężenia siarki siarczanowej [mg dm⁻³] w cieku odpływającym z jeziora Łękuk w Stacji Bazowej ZMŚP Puszcza Borecka w latach hydrologicznych 1995-2010

Wody powierzchniowe w zlewni górnej Parsęty w Storkowie mają większe stężenia siarczanów niż w zlewni jeziora Łękuk w Puszczy Boreckiej. W Storkowie

również obserwuje się systematyczny ubytek siarczanów w wodach powierzchniowych. Charakterystyczne jest to, iż szybciej dochodzi do obniżania się stężeniach siarki siarczanowej w mniejszej zlewni Młyńskiego Potoku (od około 13 do około 8 mg dm⁻³) w latach 1994-2010 (ryc. 38). Nieco wolniej, ale jest to również jednoznaczna stała tendencja w latach 1994-2010, dochodzi do spadku zawartości jonów siarki siarczanowej w większej zlewni górnej Parsęty (od około 15 do około 10 mg dm⁻³), co może być związane z większą bezwładnością tego geoeosystemu (ryc. 39). W przypadku wód górnej Parsęty wpływ na stopniowe obniżanie się stężenia siarki siarczanowej w wodach może mieć również porządkowanie gospodarki ściekowej prowadzone w dorzeczu Parsęty. W roku 2005 do oczyszczalni w Szczecinku podłączono wioskę Parsęcko, a w latach 2007-2008 inne miejscowości na obszarze zlewni (Radomyśl, Przeradz). Dotychczas ścieki z bytowe i rolnicze z tych wiosek były gromadzone w szambach.

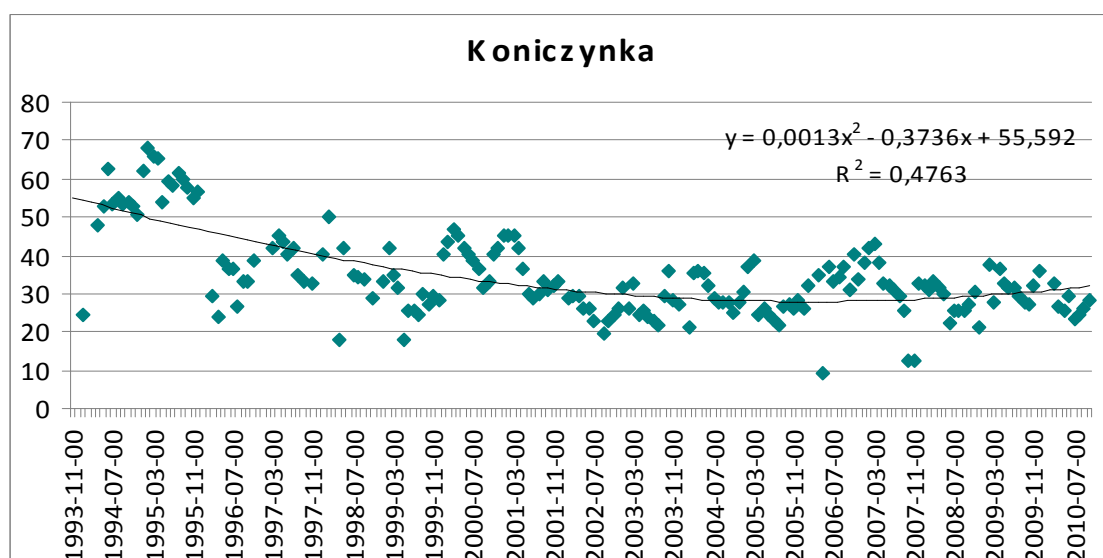


Ryc. 38. Zmiany stężenia siarki siarczanowej [mg dm⁻³] w Młyńskim Potoku w Stacji Bazowej ZMŚP Storkowo w latach hydrologicznych 1994-2010



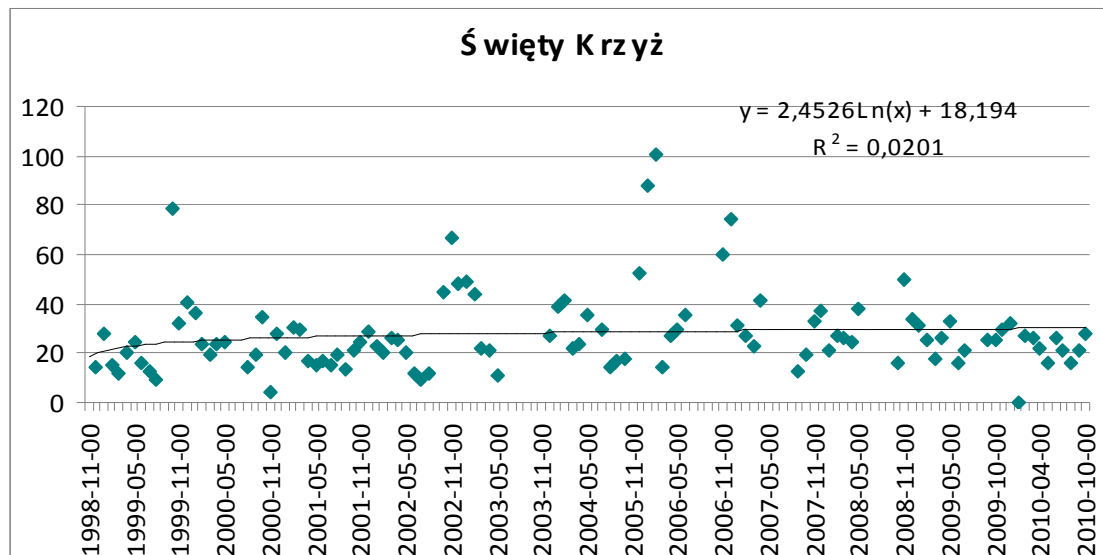
Ryc. 39. Zmiany stężenia siarki siarczanowej [mg dm^{-3}] w Parsęcie w Stacji Bazowej ZMŚP Storkowo w latach hydrologicznych 1994-2010

Podobnie jak w Puszczy Boreckiej oraz w Storkowie wyraźną tendencję do spadku stężeń siarki siarczanowej obserwuje się w wodach Strugi Toruńskiej w Koniczynie (ryc. 40), choć rejestrowane tam wartości są około 4-krotnie większe niż w wymienionych wcześniej Stacjach. W Koniczynie wyraźny spadek siarczanów zachodził w latach 1994-2003 - od około 55 do około 30 mg dm^{-3} i obecnie utrzymuje się na podobnym poziomie.

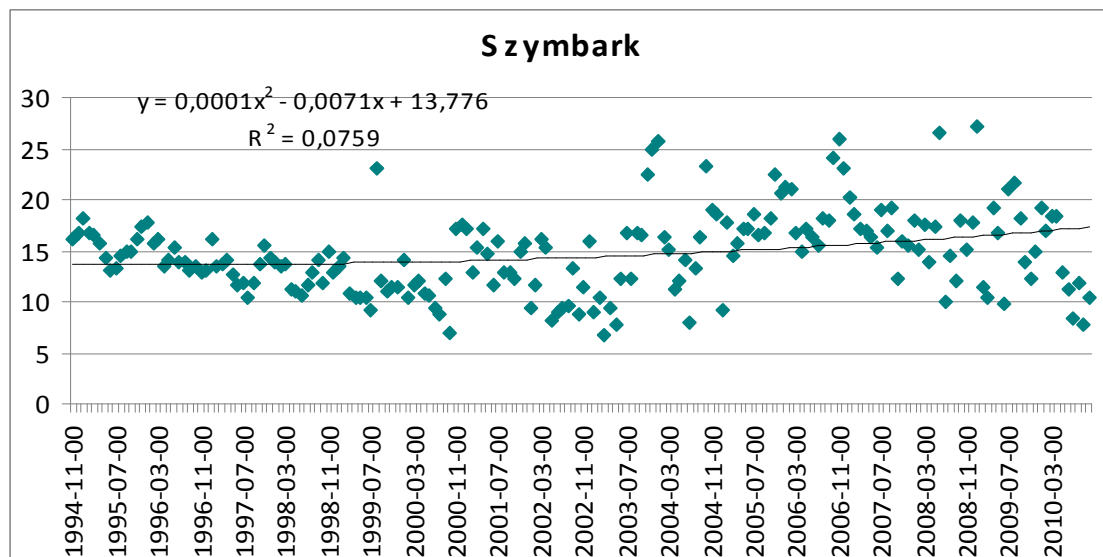


Ryc. 40. Zmiany stężenia siarki siarczanowej [mg dm^{-3}] w Strudze Toruńskiej w Stacji Bazowej ZMŚP Koniczynka w latach hydrologicznych 1994-2010

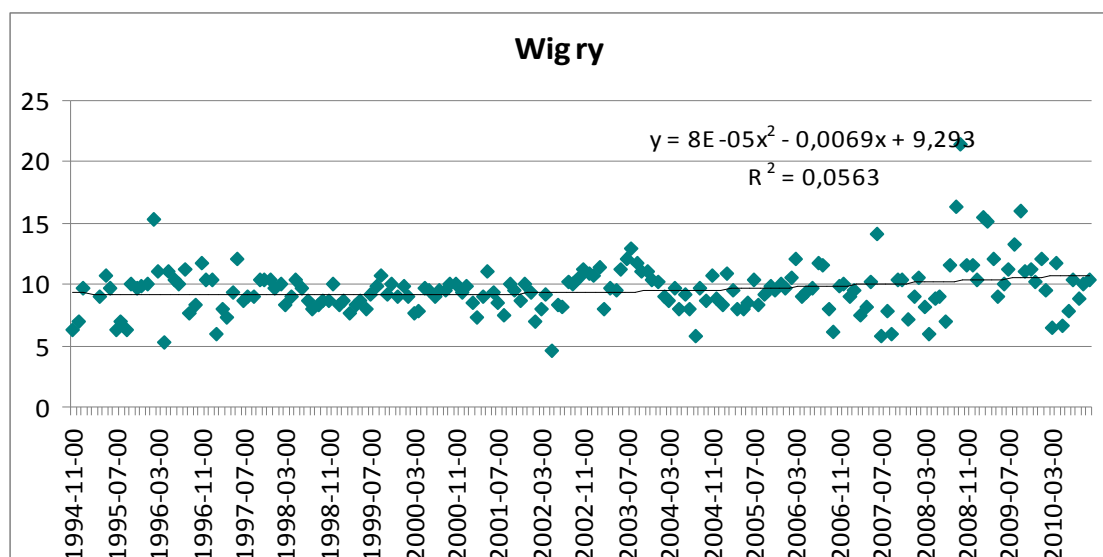
W innych Stacjach Bazowych wyraźne wieloletnie zmiany stężeń siarki siarczanowej w wodach odpływających ze zlewni badawczych są niedostrzegalne lub nieistotne statystycznie (Święty Krzyż, Szymbark, Wigry) (ryc. 41, 42, 43).



Ryc. 41. Zmiany stężenia siarki siarczanowej [mg dm^{-3}] w odpływie ze zlewni reprezentatywnej w Stacji Bazowej ZMŚP Święty Krzyż w latach hydrologicznych 1998-2010

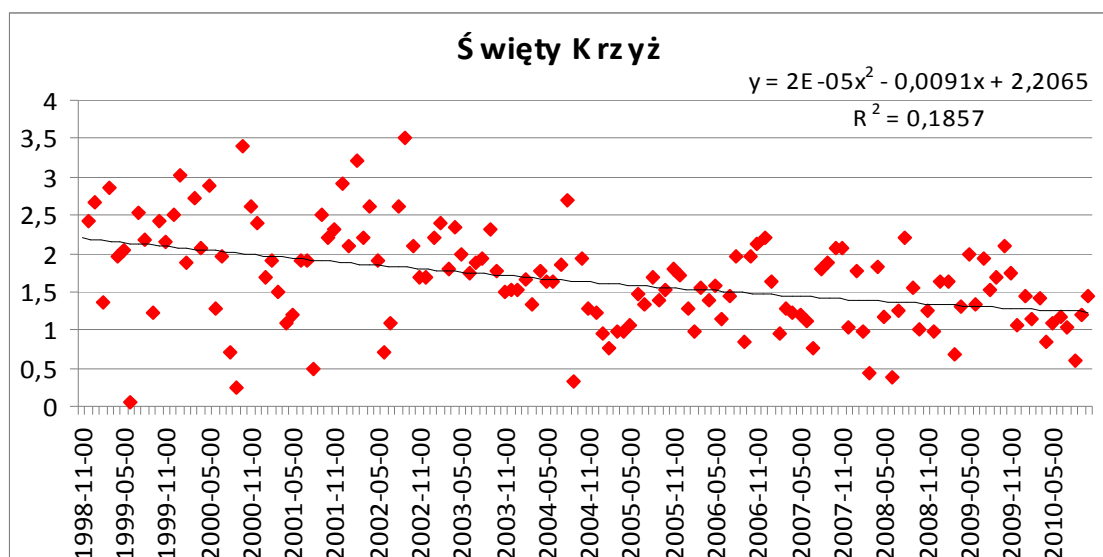


Ryc. 42. Zmiany stężenia siarki siarczanowej [mg dm^{-3}] w Bystrzance w Stacji Bazowej ZMŚP Święty Krzyż w latach hydrologicznych 1995-2010

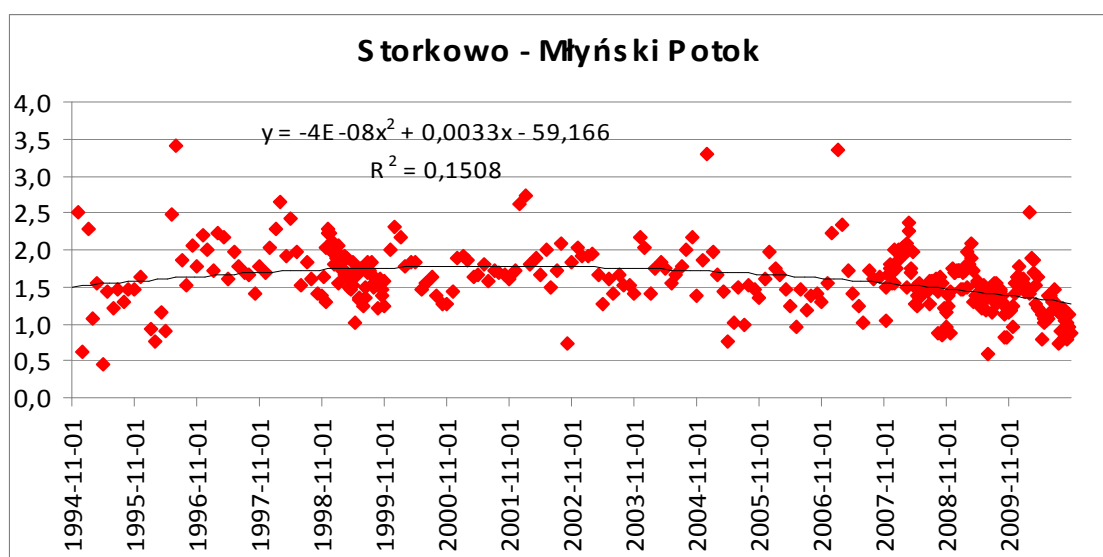


Ryc. 43. Zmiany stężenia siarki siarczanowej [mg dm^{-3}] w Czarnej Hańczy w Stacji Bazowej ZMŚP Wigry w latach hydrologicznych 1995-2010

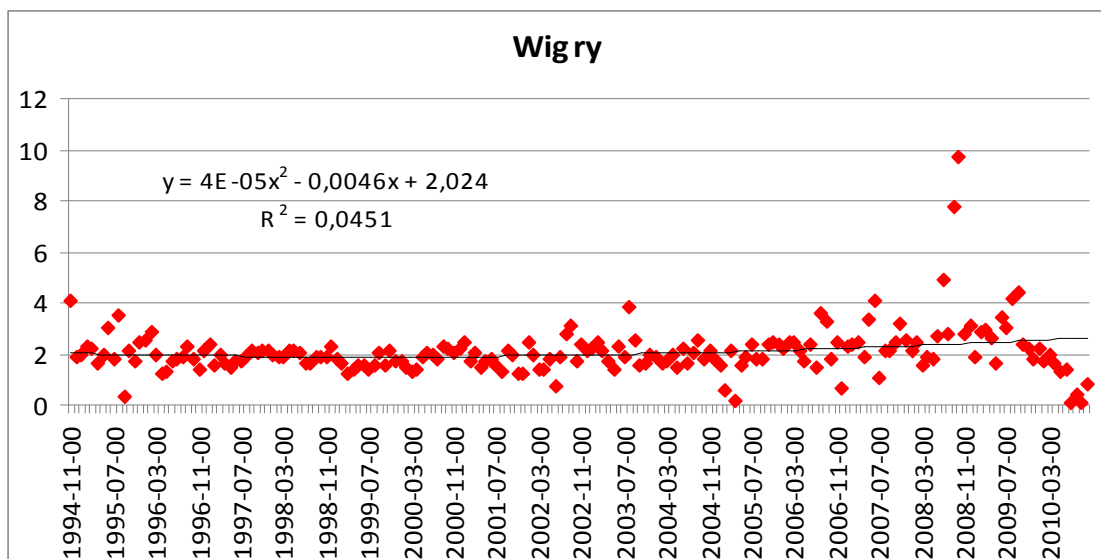
W przypadku związków azotu ich odprowadzanie ze zlewni w wodach powierzchniowych nie podlega już tak wyraźnym zmianom czasowym jak w przypadku siarki. Głównym powodem jest zatrzymywanie znacznej części związków azotowych przez roślinność. Niewielkie spadki stężeń azotu azotanowego obserwowano na przestrzeni wielolecia w Stacjach Bazowych Święty Krzyż oraz w Storkowie w zlewni Młyńskiego Potoku (ryc. 44, 45). W większości Stacji stężenia azotu azotanowego w wieloleciu są stałe (np. Wigry, ryc. 46) lub mają nieznaczne tendencje wzrostowe (np. Koniczynka, ryc. 47). Podkreślić należy zbliżony poziom stężeń azotu azotanowego w wodach powierzchniowych Stacji Bazowych w granicach $1\text{--}2 \text{ mg dm}^{-3}$. Na tle innych Stacji Bazowych niekorzystnie pod tym względem wyróżnia się zlewnia Strugi Toruńskiej w Koniczynie, gdzie stężenia są o ponad 100% wyższe (okresowo jeszcze większe), co uwarunkowane jest intensywnym rolnictwem w zlewni.



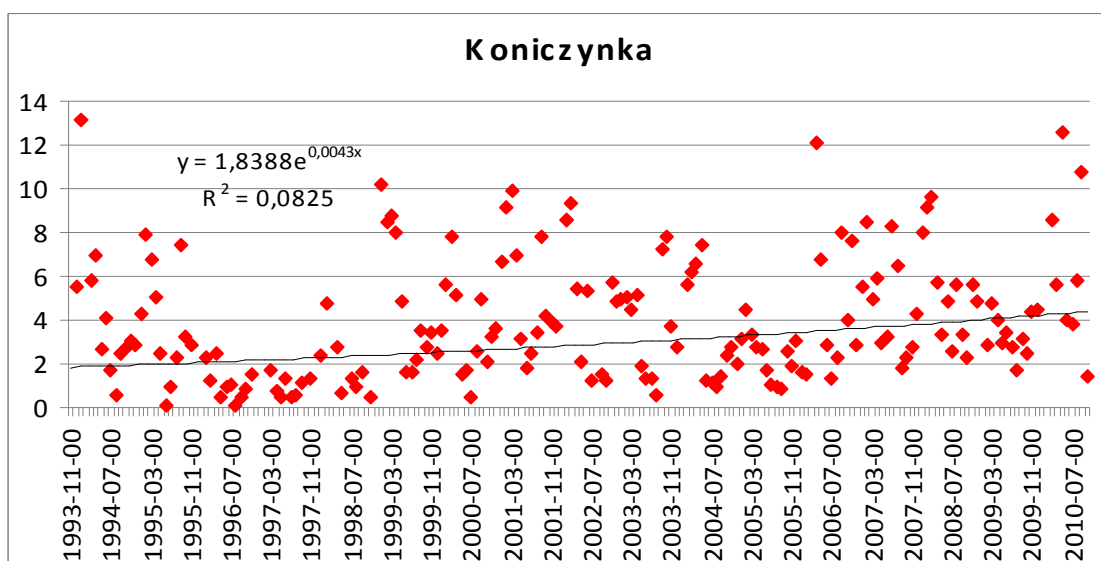
Ryc. 44. Zmiany stężenia azotu azotanowego [mg dm^{-3}] w odpływie ze zlewni monitorowanej w Stacji Bazowej ZMŚP Święty Krzyż w latach hydrologicznych 1999-2010



Ryc. 45. Zmiany stężenia azotu azotanowego [mg dm^{-3}] w odpływie ze zlewni Młyńskiego Potoku w Stacji Bazowej ZMŚP Storkowo w latach hydrologicznych 1995-2010



Ryc. 46. Zmiany stężenia azotu azotanowego [mg dm^{-3}] w odpływie ze zlewni Czarnej Hańczy w Stacji Bazowej ZMŚP Wigry w latach hydrologicznych 1995-2010



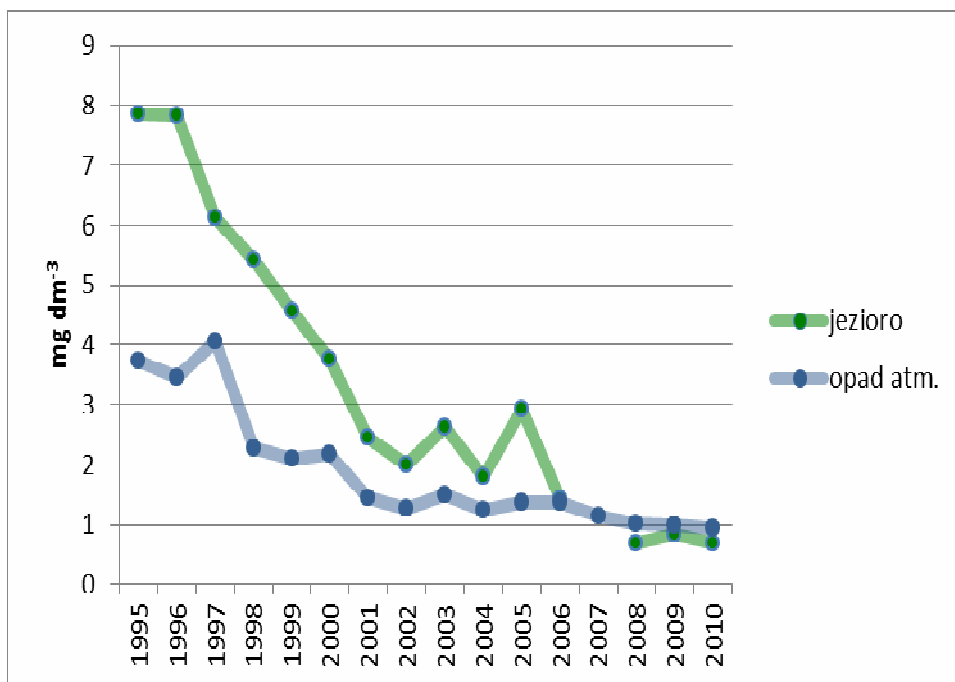
Ryc. 47. Zmiany stężenia azotu azotanowego [mg dm^{-3}] w odpływie ze zlewni Strugi Toruńskiej w Stacji Bazowej ZMŚP Koniczynka w latach hydrologicznych 1994-2010

Pozytywne zmiany chemizmu opadów atmosferycznych, a zwłaszcza zmniejszenie ich zakwaszenia i obciążenia nutrientami, mają szczególne znaczenie dla funkcjonowania zbiorników wodnych. W latach 80. i 90. XX w. kwaśne deszcze występujące w całej Europie stanowiły zagrożenie dla niektórych jezior. Szczególnie narażone były jeziora o dużym udziale zasilania opadowego w geoeosystemach pozbawionych właściwości buforujących (np. jeziora skandynawskie położone na

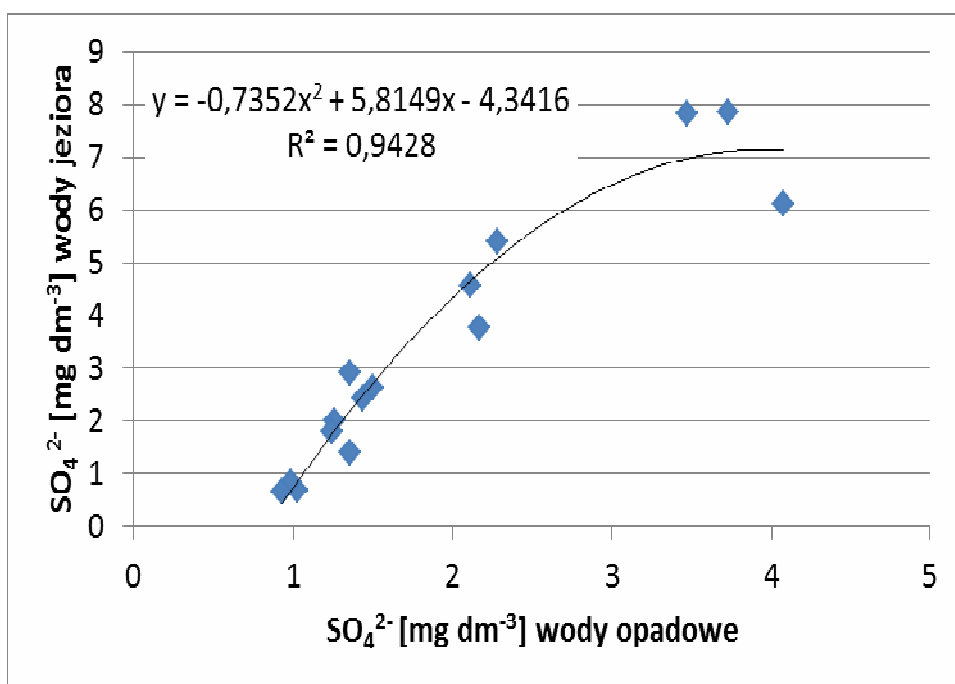
granitowym podłożu). W zlewni górnej Parsęty funkcjonuje wiele bezodpływowych, małych zbiorników wodnych, których wody wykazują niską mineralizację i są prawdopodobnie głównie zasilane opadowo. Największym z nich jest jezioro Czarne (powierzchnia 3,5 ha) spełniające kryteria jeziora o charakterze dystroficznym. Niewielkie właściwości buforujące zlewni jeziora Czarnego związane z piaszczystą, ubogą w rozpuszczalne składniki mineralne litologią utworów powierzchniowych oraz wypełnienie dna misy jeziornej słabo przepuszczalnymi drobnymi osadami (mineralnymi i organogenicznymi), które silnie ograniczają zasilanie z poziomu wód podziemnych sprawiają, że jezioro Czarne jest szczególnie podatne na zmiany pod wpływem opadów atmosferycznych. Wody jeziora Czarnego są objęte monitoringiem ZMŚP od roku 1995. Według szacunków Szpikowskiej (2011), opady atmosferyczne o wartościach pH charakterystycznych dla połowy lat 90-tych w zlewni górnej Parsęty ($\text{pH} = 4,5$) doprowadziłyby do wyczerpania zasadowości wód jeziora Czarnego w ciągu 2 dekad. Obecnie zakwaszenie opadów atmosferycznych klasyfikowane jako „normalne” (w roku 2010 $\text{pH} = 5,2$) nie powinno wyczerpać zasadowości wód jeziornych przez następnych 70-80 lat.

Wpływ jakości opadów atmosferycznych na chemizm jeziora Czarnego obrazuje współwystępowanie spadkowego trendu stężeń siarczanów w wodach opadowych i jeziornych (ryc. 48, 49). Odpowiada to ogólnemu trendowi redukcji stężeń siarczanów w opadach, który obserwuje się w Europie (Armbruster, Feger 2004) i Azji (Ishikawa i inni 1998). Efekty malejącej atmosferycznej dostawy siarczanów są już widoczne w postaci zmian chemizmu np. jezior tatrzańskich (Rzychoń, Worsztynowicz 2005).

Monitoring takich zbiorników wodnych (zasilanych opadowo) dostarcza szeregu kompleksowych informacji o zachodzących przemianach jakości środowiska geograficznego. Ten typ zbiorników wodnych występuje powszechnie na obszarze Polski młodoglacjalnej i celowe byłoby włączenie takich geoekosystemów do monitoringu środowiska w innych Stacjach Bazowych.



Ryc. 48. Stężenia jonów siarczanowych w wodach opadowych i wodach jeziora Czarnego (zlewnia Parsęty) w latach hydrologicznych 1995-2010



Ryc. 49. Relacje stężeń jonów siarczanowych w wodach opadowych i wodach jeziora Czarnego (zlewnia Parsęty) w latach hydrologicznych 1995-2010

5.4. Wskaźniki eutrofizacji wód powierzchniowych

Jony azotanowe, amonowe, fosforanowe oraz w znacznej mierze siarczany należą do tych elementów składu chemicznego, których obecność w odpływie rzeczny jest efektem działalności człowieka. Są to jony, które charakteryzują się największą zmiennością stężeń w skali roku hydrologicznego. Nadmierne stężenia jonów azotanowych, amonowych oraz fosforowych w wodzie stają się zanieczyszczeniem, powodującym wzrost niepożądanych organizmów żywych. Nadmierna zdolność produkcyjna, wywołana dużą zawartością substancji pokarmowych prowadzi do eutrofizacji zbiorników wodnych. Powstające w jej wyniku glony i makrofity wodne, zużywające w procesach życiowych tlen, ograniczają rozwój i szybkość wzrostu wyższych form życia, zwłaszcza ryb. Eutrofizacja wód, jako jedno z najważniejszych zagrożeń jakości środowiska, jest jednym z głównych zadań badawczych zintegrowanego monitoringu.

Problemy eutrofizacji wód dotyczą głównie zbiorników jeziornych ze względu na „zamknięty” obieg materii. Dostawa składników pokarmowych z wodami rzeczny do Morza Bałtyckiego sprawia, że problemy eutrofizacji mogą dotknąć ten akwen wyizolowany od otwartych wód oceanicznych.

Należy zaznaczyć, że eutrofizacja jest naturalnym procesem przyrodniczym. W przypadku np. oligotroficznym jezior polodowcowych, których zlewnie pozostają w stanie zbliżonym do naturalnego, oznacza proces stopniowego, rozciągniętego na setki i tysiące lat użyźniania i wypełniania toni jeziornej materiałem autochtonicznym i allochtonicznym. Końcowym etapem takiej naturalnej eutrofizacji jest przekształcanie jezior w bagna (torfowiska) i stopniowa zamiana na ekosystemy lądowe.

Eutrofizacja przyspieszona (antropogeniczna) zachodzi w zlewniach przekształconych (odlesionych, wykorzystywanych rolniczo, zabudowanych). Natężenie przebiegu eutrofizacji antropogenicznej jest wynikiem nie tylko zwiększonej dostawy zanieczyszczeń (ścieków bytowo-gospodarczych, przemysłowych, spływów substancji nawozowych z pól) lecz również efektem przyspieszonego krążenia wody w przekształconych geoeosystemach.

Pierwiastkami budulcowymi dla glonów i makrofitów wodnych jest węgiel, azot i fosfor. Najczęściej w wodach występuje nadmiar węgla i azotu, a niedobór fosforu (Rynkiewicz 2007)), co w znacznym stopniu ogranicza niepożądaną produkcję biomasy. Bardzo szkodliwa jest zatem dla jakości wód dostawa związków fosforu do środowiska wodnego.

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23 grudnia 2002 roku dotyczące kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenia związkami azotu podaje wartości graniczne podstawowych wskaźników eutrofizacji różnych typów wód. Na tej podstawie można wskazać, które zlewnie kontrolowane w ramach ZMŚP spełniają wyznaczone kryteria (tab. 7). Przekroczenie wskaźnika fosforu ogólnego ($0,25 \text{ mg dm}^{-3}$) występuje w wodzie Kanału Olszowieckiego w Kampinosie. W przypadku azotu azotanowego stężenia dopuszczalne ($2,2 \text{ mg dm}^{-3}$) są przekroczone w Strudze Toruńskiej oraz w Bystrzance w Szymbarku. To samo dotyczy dopuszczalnej granicy stężeń jonów azotanowych (10 mg dm^{-3}). Eutrofizacja wód Strugi Toruńskiej jest efektem dostawy składników nawozowych z obszarów rolniczych. W ostatnich latach w raportach ze Stacji w Koniczynie wskazuje się na widoczny trend do podwyższania się stężeń biogenów w wodach rzecznych.

Tab. 7. Wskaźniki eutrofizacji wód rzecznych w Stacjach Bazowych ZMŚP w roku 2010

Stacja	P_{og} [mg dm^{-3}]	$N-NO_3^-$ [mg dm^{-3}]	NO_3^- [mg dm^{-3}]
Biała Góra	---	0,55	2,4
Storkowo	0,08	1,59	7,0
Puszcza Borecka	0,06	0,14	0,6
Wigry	0,10	1,29	5,7
Koniczynka	0,16	6,15	27,2
Kampinos	0,28	0,10	0,4
Święty Krzyż	0,00	1,13	5,0
Szymbark	0,07	3,1	13,7

W przypadku wód jeziornych rozporządzenie za wskaźnik poziomu eutrofizacji uznaje stężenia fosforu ogólnego. Ze zbiorników jeziornych monitorowanych w ramach ZMŚP dopuszczalny poziom fosforu ($0,1 \text{ mg dm}^{-3}$) występuje jedynie w jeziorze Czarnym w zlewni górnej Parsęty (tab. 8).

Tab. 8. Wskaźniki eutrofizacji wód jeziornych w Stacjach Bazowych ZMŚP w roku 2010

Stacja	P_{og} [mg dm^{-3}]	$N-NO_3^-$ [mg dm^{-3}]	NO_3^- [mg dm^{-3}]
Biała Góra	0,11	0,22	0,98
Storkowo	0,02	0,01	0,03
Puszcza Borecka	0,52	0,20	0,88

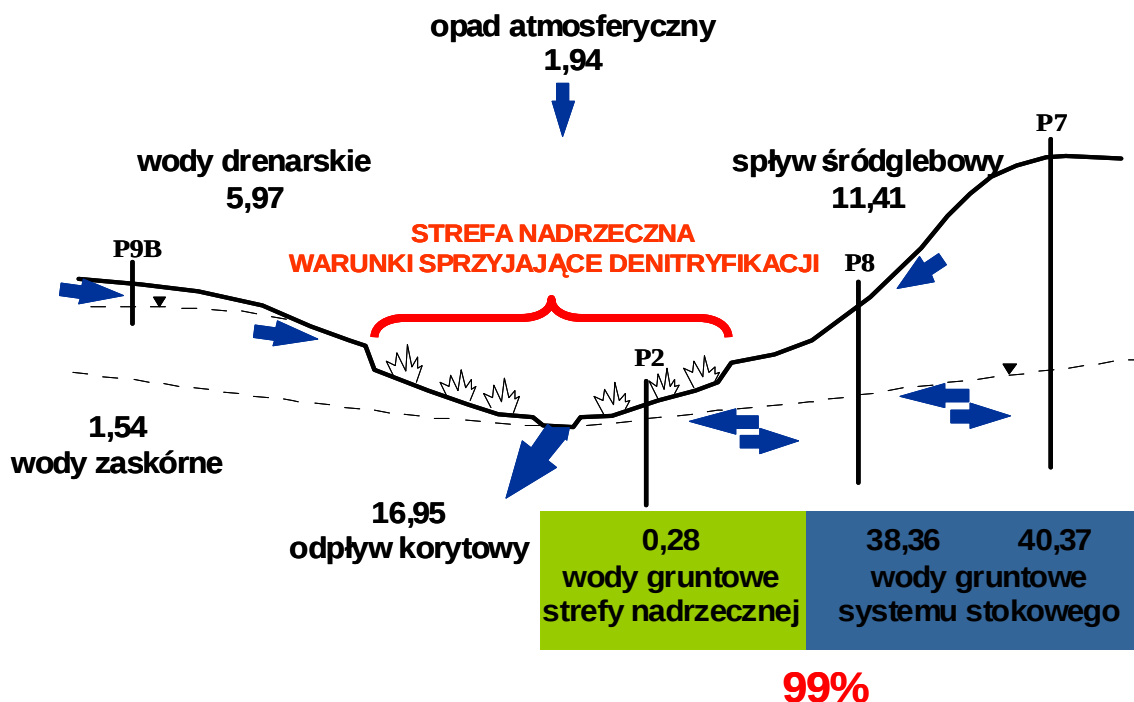
Spośród trzech jezior badanych w ramach monitoringu w Stacjach Bazowych tylko jezioro Czarne ma wody oligotroficzne pod względem ilości azotu i fosforu, natomiast dystroficzne z uwagi na małą ilość tlenu rozpuszczonego. Mała ilość związków rozpuszczonych w wodach jest konsekwencją opadowego zasilania tego zbiornika toteż jakości jego wód nie można w bezpośredni sposób porównywać z wodami jezior o znaczącym udziale zasilania podziemnego i powierzchniowego.

W przypadku zlewni rzecznych o niewielkiej presji antropogenicznej (np. odpływ z jeziora Łękuk w Puszczy Boreckiej) rozkład stężeń azotanów oraz fosforanów uwarunkowany jest dynamiką procesów biologicznych: największe stężenia obserwowane są w miesiącach zimowych, natomiast w okresie letnim biogeny te są wykorzystywane przez roślinność w procesie biosyntezy. W zlewni Czarnej Hańczy ten naturalny rozkład stężeń azotanów w odpływie rzeczny zostaje zakłócony przez dopływ ścieków z oczyszczalni oraz w wyniku okresowego opróżniania sztucznego zbiornika w Suwałkach (Krzysztofiak i in. 2011). Obecność biogenów w spływie jonowym jest skorelowana czasowo z okresami występowania wysokich stanów w korytach rzecznych. Wówczas właśnie do odprowadzanego ładunku włączane są intensywnie związki biogenne, których pochodzenie związane jest z prowadzoną na obszarze zlewni działalnością rolniczą i zanieczyszczeniami bytowymi.

O wielkości ładunku biogenów w transporcie fluwialnym decydują również procesy akumulacji tych związków w biomasie oraz procesy biogeochemiczne zachodzące w strefie przykorytowej. Przykładem zmian stężeń jonów azotanowych w wodach krążących w zlewni są wyniki uzyskane przez Szpikowską w zlewni Chwalimskiego Potoku w dorzeczu górnej Parsęty (ryc. 50). Ogólna stwierdzona tendencja jest taka, że coraz mniej jonów azotanowych dostaje się do obiegu z wodami opadowymi (ryc. 24). Płytko krążące wody zaskórne oraz wody drenarskie mają również niskie stężenia jonów azotanowych. Jednak w wodach podziemnych na stokach (na ryc. 37 stanowiska oznaczone P7 i P8) stężenia jonów azotanowych szybko wzrastają. Jest to w przypadku zlewni Chwalimskiego Potoku spowodowane:

- dostawą ścieków bytowych z wioski Nowy Chwalim do wód podziemnych (to z kolei jest konsekwencją założenia wodociągów bez skanalizowania i odprowadzenia ścieków do oczyszczalni),
- rolniczym wykorzystywaniem ziemi połączonym ze stosowaniem nawozów azotowych (usuwanie azotu pochodzenia nawozowego z wód podziemnych może

być procesem rozciągniętym na wiele lat, nawet wówczas, gdy zostanie radykalnie ograniczona dostawa z nawożeniem).



Ryc. 50. Stężenia NO_3^- (w mg dm^{-3}) na poszczególnych etapach obiegu wody w przekroju poprzecznym zlewni Chwalimskiego Potoku w zlewni górnej Parsęty (wg Szpikowskiej)

W tej sytuacji niezmiennie istotna jest rola strefy nadrzeczej (na ryc. 50 stanowisko P2), gdzie w warunkach beztlenowych w cyklu biogeochemicznym dochodzi do amonifikacji (mineralizacji polegającej na przekształceniu azotu z postaci organicznej w postać nieorganiczną) oraz nityfikacji (utlenianiu obecnych w wodzie lub glebie jonów amonowych). W zlewni Chwalimskiego Potoku skuteczność strefy nadrzeczej w usuwaniu azotu docierającego z wodą podziemną spływającą z systemu stokowego wynosi aż 99%. Ten wymowny przykład świadczy o tym, że ograniczenie eutrofizacji winno prowadzić poprzez zachowanie, a wręcz odbudowywanie podmokłych stref nadrzecznych, szczególnie ważnych na obszarach użytkowanych rolniczo. Prace melioracyjne połączone z pogłębianiem i prostowaniem koryt cieków oraz osuszaniem stref przykorytowych skutkują wielokrotnie zwiększoną dostawą jonów azotanowych do wód powierzchniowych.

Wody wszystkich rzek badanych w Stacjach Bazowych w roku 2010, podobnie jak i latach poprzednich, pod względem jakości wód powierzchniowych (wg Rozporządzenia Ministra Środowiska z 10 marca 2003) dla większości badanych składników mieszczą się w klasie I (najczęściej dla temperatury, przewodności,

odczynu, zawiesiny, azotu amonowego i azotu azotanowego, siarczanów, chlorków, wapnia i magnezu. W II klasie jakości dla części Stacji najczęściej mieszczą się stężenia takich składników jak fosfor ogólny, BZT₅, jony azotanowe (zwłaszcza Stacja w Koniczynie), natomiast do klas III, IV i V wody rzeczne spadają najczęściej w zakresie ilości tlenu rozpuszczonego (Storkowo) i niekiedy jonów amonowych (Szymbark).

6. Stan geoekosystemów na podstawie bioindykacji

Bioindykacja jest jedną z podstawowych metod oceny stanu środowiska przyrodniczego na podstawie reakcji wybranych elementów biologicznych geoekosystemów, czułych na zmiany bilansu energii, biogenów i substancji toksycznych. W ramach grupy programów biotycznych w ZMŚP obecnie realizowany jest: monitoring epifitów nadrzewnych, uszkodzenia drzew i drzewostanów oraz fauny bezkręgowej. Celem tych programów jest monitoring organizmów żywych, a poprzez to pośrednia kontrola i ocena zmian zachodzących w obrębie podstawowych komponentów abiotycznych geoekosystemów.

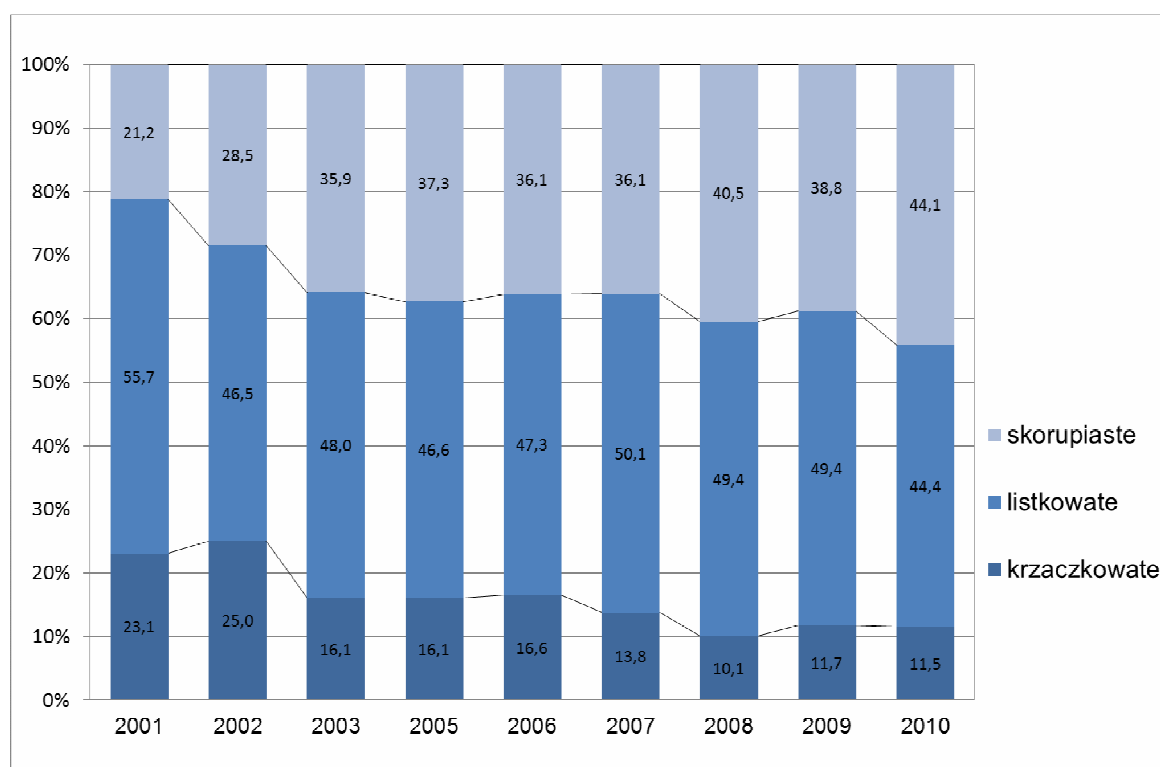
W roku hydrologicznym 2010 programy biotyczne były realizowane na wszystkich Stacjach Bazowych.

Jednym z programów ZMŚP, o najdłuższej obecnie serii pomiarowej, w którym wykorzystuje się bioindykatory jako wskaźniki zmian zachodzących w środowisku przyrodniczym, są epifity nadrzewne. Porosty należą do powszechnie stosowanych wskaźników zmian: zanieczyszczenia powietrza, warunków siedliskowych oraz struktury użytkowania terenu (Fałtynowicz 1995). Monitoring porostów ma na celu obserwację zmian zachodzących w środowisku pod wpływem różnych czynników naturalnych i antropogenicznych z wykorzystaniem porostów jako biowskaźników. Realizowany jest na stałych powierzchniach badawczych poprzez obserwację zmian zachodzących we florze porostów i zmian w wielkości powierzchni ich plech. Do badań bioindykacyjnych wykorzystywany jest szereg gatunków o różnej formie morfologicznej plech.

Kształt plechy porostu jest jednym z czynników, który warunkuje jej odporność na zmiany siedliskowe. Regułą jest, że plechy o najmniej rozbudowanej architekturze są najbardziej odporne na zanieczyszczenia. Porosty krzaczkowate, charakteryzujące się przestrzennie rozbudowanymi plechami uchodzą za dużo bardziej wrażliwe na zanieczyszczenia niż porosty o innej budowie morfologicznej, przede wszystkim skorupiastej. Ponadto ze względu na swoją specyficzną budowę porosty krzaczkowate są dużo bardziej niż inne formy podatne na uszkodzenia mechaniczne.

Od początku badań monitoringu porostów powierzchnia plech gatunków krzaczkowatych spada we wszystkich Stacjach Bazowych, w których ten monitoring jest realizowany. Gatunki porostów krzaczkowatych, które ustąpiły zupełnie, bądź z poszczególnych stanowisk badawczych, to: mąkla tarniowa (*Evernia prunastri*)

(Puszcza Borecka, Kampinos), odnożyca mączysta (*Ramalina farinacea*) (Puszcza Borecka, Wigry), mąklik otrębiasty (*Pseudevernia furfuracea*) (Wigry, Kampinos, Storkowo), brodaczka kępkowa (*Usnea hirta*) (Wigry), włostka brązowa (Wigry). Należy zaznaczyć, że wszystkie te gatunki są poddane ochronie gatunkowej, a aż cztery z nich (oprócz mąkli tarniowej) ochronie ścisłej. Spadek powierzchni plech porostów krzaczkowatych, a również i listkowatych oraz wzrost plech porostów skorupiastych na przestrzeni lat 2001-2010 obrazuje zestawienie ze Stacji Bazowej w Storkowie (ryc. 51).



Ryc. 51. Zmiany udziału form morfologicznych plech porostów w latach 2001-2010 w Stacji Bazowej w Storkowie

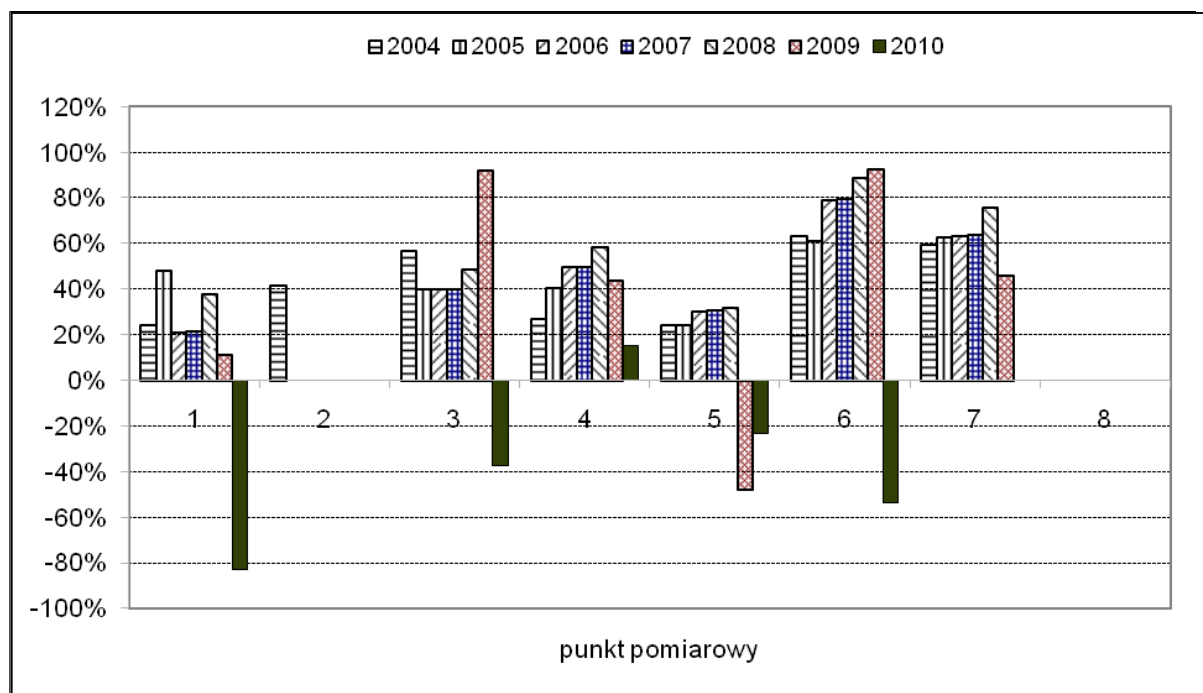
Wzrost powierzchni plech gatunków najbardziej odpornych na zanieczyszczenia powietrza (zwłaszcza skorupiastych) kosztem gatunków krzaczkowatych przy rejestrowanym obniżeniu i stabilizacji dwutlenku siarki w powietrzu może wskazywać na pogorszenie warunków siedliskowych lub wzrostu znaczenia lokalnych źródeł emisji zanieczyszczeń powietrza. Opisywane zjawisko wzrostu plech porostów skorupiastych i częściowo listkowatych zachodziło w roku 2010 na wielu stanowiskach w Stacjach Bazowych.

W zlewni jeziora Łękuk w Puszczy Boreckiej zaobserwowano spadek powierzchni plech wrażliwych porostów krzaczkowatych i dalszą ekspansję gatunków skorupiastych: otwornicy gorzkiej (*Pertusaria amara*), tarczownicy bruzdkowanej (*Parmelia sulcata*) oraz rozsypka srebrzystego (*Phlyctis argena*). Zarówno rozsypek srebrzysty oraz otwornica gorzka reprezentują porosty o plechach skorupiastych, które są najbardziej odporne na zanieczyszczenie powietrza oraz uszkodzenia mechaniczne (Śnieżek i inni 2010). W raporcie z tej Stacji Bazowej stwierdzono, iż na obecnym etapie badań trudno jest wskazać, który z czynników środowiskowych jest odpowiedzialny za spadek powierzchni plech porostów krzaczkowatych. Ich wycofywanie się świadczy o wzroście presji antropogenicznej, lecz trudno ustalić jednoznacznie czy jest to związane ze wzrostem zanieczyszczenia powietrza, czy też z uszkodzeniami mechanicznymi.

W Koniczynie od roku 2002 aż po rok 2010 obserwuje się generalnie wzrost powierzchni plech porostów, jednak w bardzo różnym tempie, w zależności od lokalizacji stanowisk badawczych. Najszybszy wzrost dotyczy porostu listkowego tarczownicy bruzdkowanej (*Parmelia sulcata*). Zdaniem autorów raportu (Kejna i inni 2010) wskazuje to na dobrą korelację ze zmniejszającym się zanieczyszczeniem powietrza, np. stężenie SO_2 w powietrzu zmniejszyło się z $7,4 \mu\text{g m}^{-3}$ w 2002 r. do $1,5 \mu\text{g m}^{-3}$ w 2006 r., $5,9 \mu\text{g m}^{-3}$ w 2008 r. oraz $1,7 \mu\text{g m}^{-3}$ w 2010 r.

W Stacji Bazowej Święty Krzyż zarejestrowano ubytek powierzchni plech porostów na czterech spośród pięciu stanowisk pomiarowych (ryc. 52) (Jóźwiak i inni 2010).

W Stacji Bazowej Wigry stan monitorowanych powierzchni porostów nadrzewnych był bardzo zbliżony do tego sprzed roku. Z 12 badanych powierzchni nadal na pięciu nie stwierdzono monitorowanych gatunków porostów - ustąpiły one z tych powierzchni już w 2008 roku. Na pozostałych powierzchniach w 3 przypadkach zarejestrowano wyłącznie wzrost ogólnej powierzchni plech wszystkich monitorowanych gatunków, a w pozostałych przypadkach część gatunków zwiększyła powierzchnię plech, a część zmniejszyła. Gatunki porostów, które ustąpiły z monitorowanych powierzchni należą do porostów listkowatych (*Hypogymnia physodes*) oraz krzaczkowatych (*Usnea hirta* i *Pseudevernia furfuracea*).



Ryc. 52. Zmiany powierzchni plech badanych porostów dla dostępnych lat obserwacji na stanowiskach w Stacji Bazowej Święty Krzyż (za Jóźwiak i inni 2010)

W Kampinosie w roku 2010 nastąpiły negatywne zmiany w rozmiarze i zdrowotności plech monitorowanych porostów. Autorzy raportu jednoznacznie stwierdzają, że był to najgorszy rok pod tym względem, odkąd prowadzony jest program monitoringu porostów od roku 2002 (Olszewski i inni 2011).

W Stacji Bazowej w Storkowie ustąpił krzaczkowaty porost mąklik otrębiasty (*Pseudevernia furfuracea*), reprezentowany przez jedną plechę na jednej powierzchni badawczej. W stosunku do poprzedniego roku badań stwierdzono niewielkie spadki powierzchni, zarówno mąkli tarniowej (*Evernia prunastri*) jak i odnoźnicy mączystej (*Ramalina farinacea*). O połowę zmalała powierzchnia pustułki pęcherzykowatej (*Hypogymnia physodes*). W 2010 roku pierwszy raz od kilku lat spadła całkowita powierzchnia przylepki okopconej (*Melanelia fuliginosa*). Zanotowano również spadek powierzchni tarczownicy pogiętej (*Parmelia submontana*) i rozsyпка srebrzystego (*Phlyctis argena*). Największe przyrosty powierzchni plech dotyczą dwóch gatunków: skorupiastej otwornicy gorzkiej (*Pertusaria amara*), a zwłaszcza listkowatej tarczownicy pogiętej (*Parmelia sulcata*), której plechy zwiększyły swoją powierzchnię o ponad 25%.

Cześć stwierdzanych spadków powierzchni plech porostów (dotyczy to wszystkich Stacji Bazowych) może wynikać z naturalnych procesów wzrostu drzew, pękania i odpadania kory wraz z plechami porostów.

Opisywany stan badań i uzyskiwane wyniki potwierdzają, że porosty są wrażliwe na różnorodne bodźce środowiskowe. Utrudnia to jednoznaczne wykorzystywanie tych bioindykatorów do oceny stanu geoekosystemów. Generalna tendencja rejestrowana niemal we wszystkich Stacjach Bazowych, polegająca na zmniejszaniu plech porostów najbardziej wrażliwych, a wręcz zanik wielu gatunków na powierzchniach testowych stoi w sprzeczności z faktami poprawy jakości powietrza i opadów atmosferycznych. Zdaniem autora tej syntezy stawia to przed specjalistami zajmującymi się badaniami porostów duże wyzwania, aby np. na drodze badań eksperymentalnych ustalić hierarchię bodźców środowiskowych oddziałujących na florę porostów. Przy ich braku nawet długie serie pomiarowe będą bardzo trudne do interpretacji i, w rezultacie, mało przydatne do monitoringu środowiska przyrodniczego.

Podstawowym celem programu fauna epigeiczna jest wykorzystanie bezkręgowców, jako bioindykatorów zmian zachodzących w środowisku przyrodniczym. Bogactwo gatunków, różnorodność związków i zależności łączących je z innymi organizmami, a także obecność we wszystkich typach środowiska lądowego pozwala wykorzystać bezkręgowce, jako wskaźniki zmian zachodzących w badanych geoekosystemach. Monitoring chrząszczy z rodziny biegaczowatych *Carabidea* na Stacjach Bazowych rozpoczęto w roku 2004 (w Białej Górze od roku 2009). Monitoring fauny epigeicznej wraz ze wskazaniem ich bioindykacyjnych predyspozycji jest przedmiotem oddzielnego sprawozdania autorstwa specjalisty w programie O1 prof. dr hab. Stanisława Huruka. Badania wskazują na dobry stan środowiska geoekosystemów. Zróżnicowanie pomiędzy Stacjami w zakresie np. wskaźnika łośności jest uwarunkowane naturalnym zróżnicowaniem ekosystemów leśnych.

Program monitoringu uszkodzenia drzew i drzewostanów prowadzony był w roku 2009 przez Instytut Badawczy Leśnictwa na powierzchniach leśnych położonych w pobliżu zlewni rzecznych Stacji Bazowych. W przypadku stacji Wigry prowadzono również badania w ramach ZMŚP w dwóch siedliskach: borze bagiennym oraz ubogim grądzie. Od roku 2010 program jest realizowany przez Stacje Bazowe na własnych powierzchniach testowych. Krótka seria pomiarowa ogranicza możliwości

interpretacyjne. Generalnie uzyskane wyniki wskazują, że w przypadku wszystkich Stacji średnia defoliacja kształtuje się poniżej wartości 25%, która jest wielkością graniczną pomiędzy klasą braku defoliacji i lekką defoliacją, a odbarwienie mieści się w kasie „brak odbarwienia”.

7. Podsumowanie – kompleksowa ocena stanu geoekosystemów Polski w roku 2010 na tle lat 1994-2009

1. W roku hydrologicznym 2010 program ZMŚP realizowany był w ośmiu Stacjach Bazowych reprezentujących różne strefy krajobrazowe kraju (ryc. 1, tab. 1), poddane w różnym stopniu przemianom naturalnym i presjom antropogenicznym. Sześć spośród zlewni badawczych Stacji ZMŚP (poza Konieczynką i Szymbarkiem) leży w granicach obszarów specjalnej ochrony siedlisk Natura 2000 (ryc. 2-7). Wyniki monitoringu, wskazujące na dobre i poprawiające się wskaźniki stanu środowiska, są ważne również dla oceny stanu siedlisk i ewentualnego stwierdzenia pojawiających się zagrożeń.
2. Funkcjonowanie geoekosystemów uwarunkowane było przede wszystkim dopływem energii słonecznej. Bilans energetyczny w skali lokalnej, regionalnej, ale również globalnej miał decydujące znaczenia dla dostawy i kształtowania obiegu wody w zlewniach badawczych Stacji Bazowych. Rok 2010, podobnie jak poprzedni, był okresem korzystnym dla dostawy wody do środowiska. Pod względem ilości opadów był rokiem od normalnego (Storkowo, Puszcza Borecka), poprzez wilgotny (Wigry, Konieczynka, Święty Krzyż) do bardzo wilgotnego (Kampinos i Szymbark) (ryc. 9, 11). Ważne jest to, iż warunki takie wystąpiły po przeciętnych lub większych od średnich opadach w większości Stacji w latach 2007-2009. W takiej sytuacji doszło do odbudowy retencji wodnej zachwianej niedoborem opadów w latach 2002-2006. Wskazuje na to rosnąca wielkość *współczynnika tendencji opadowych* dla wszystkich Stacji Bazowych (ryc. 12).
3. Do podstawowych czynników, które decydują o obiegu materii w monitorowanych geoekosystemach należy zaliczyć wielkość i jakość depozycji atmosferycznej. Powietrze jest tym elementem środowiska przyrodniczego, który podlega silnej antropopresji. Zawarte w nim związki chemiczne wskutek opadania i osadzania są wchłaniane i akumulowane przez pozostałe komponenty środowiska. W roku 2010 w części Stacji Bazowych notowano wzrost średniego rocznego stężenia zanieczyszczeń powietrza dwutlenkiem azotu, dwutlenkiem siarki i dwutlenkiem węgla. Należy jednak dodać, że nie występowały przekroczenia poziomów docelowych.
4. Skład chemiczny opadów atmosferycznych kształtowany jest przez wiele czynników, do których należy zaliczyć obok zanieczyszczeń obecnych w

atmosferze także warunki meteorologiczne, w tym przede wszystkim typ cyrkulacji powietrza, wysokość opadów atmosferycznych, długość i czas występowania okresów bezdeszczowych. W roku hydrologicznym 2010 największą wartość depozycji odnotowano na terenie stacji Kampinos, jako efekt wysokich stężeń jonów w opadach atmosferycznych, natomiast w mniejszym stopniu ich sumy rocznej. Nieco mniejsze ładunki jonów odnotowano w przypadku dwóch stacji położonych na terenach górskich (Święty Krzyż i Szymbark). Dla tych Stacji wysoką wartość depozycji atmosferycznej należy łączyć zarówno z wysokimi sumami opadów atmosferycznych jak i podwyższonymi stężeniami jonów w opadach.

5. Bardzo korzystne dla środowiska geograficznego jest to, że w przypadku badanych zlewni rzecznych Stacji Bazowych ZMŚP jony wodorowe charakteryzują się bilansem dodatnim. Są one neutralizowane przede wszystkim w glebie, stąd ich ładunek odprowadzany ze zlewni jest nieporównywalnie mniejszy niż wartość depozycji atmosferycznej. Mechanizm buforowania ładunków wodoru w pokrywie glebowej ogranicza zagrożenie zakwaszania wód podziemnych i powierzchniowych. Wyjątek stanowi stacja na Świętym Krzyżu, która charakteryzuje się ograniczonymi właściwościami buforowymi gleby ze względu na specyficzną budowę geologiczną.
6. W zakwaszaniu opadów atmosferycznych zwiększa się udział tlenków azotu przy malejącej roli dwutlenku siarki. Tendencję tą dobrze opisuje *wskaźnik udziału czynników kwasogennych*, który dla takich Stacji Bazowych jak Storkowo, Puszcza Borecka i Szymbark zwiększa swoją wartość od połowy lat 90. XX w. (ryc. 27).
7. Wartości *wskaźnika pH opadów atmosferycznych* maleją, co oznacza coraz większy udział w opadach atmosferycznych deszczy o odczynie normalnym w stosunku do udziału opadów o odczynie znacznie obniżonym. Dla Stacji Bazowej w Storkowie trwała spadkowa tendencja do obniżania się wartości *wskaźnika pH opadów atmosferycznych* trwa od roku 2000, potwierdzając ewidentną poprawę jakości wód opadowych (ryc. 20).
8. Monitoring opadów pod drzewostanami nadal wskazuje na zwiększenie ładunków jonów wniesionych do podłoża przez opady atmosferyczne po przejściu przez korony drzew w stosunku do ładunków na otwartej przestrzeni. Zwiększony dopływ zanieczyszczeń atmosferycznych z opadem do podłoża

występuje szczególnie w ekosystemach leśnych położonych na obszarach górskich. Jest efektem dodatkowego dopływu zanieczyszczeń do podłoża związanym ze zjawiskiem wychwytywania kropel i zawartych w nich zanieczyszczeń w sytuacji, gdy korony drzew znajdują się powyżej podstawy chmur (Stacja Bazowa Święty Krzyż), co w konsekwencji przyczynia się do zwiększonego dopływu zanieczyszczeń do podłoża.

9. Na tle danych z wielolecia uzyskane w roku 2010 wyniki wskazują, że poziomy wód podziemnych w Stacjach Bazowych należały do przeciętnych lub wyższych od przeciętnych i, podobnie jak w ostatnich dwóch latach, nie wystąpił problem zagrożenia suszą gruntową. W Koniczynie np. stwierdzono odwrócenie od roku 2010 wcześniejszego trendu do spadku poziomu wody podziemnej. Stacja w Kampinosie zwraca w swym raporcie za rok 2010 uwagę na to, że podnoszenie się lustra wody podziemnej (na co wpływ mają także bobry tamujące odpływ powierzchniowy) może mieć niekiedy negatywny wpływ na określone zbiorowiska roślinne. Stężenia większości badanych związków chemicznych w roku 2010 były bardzo bliskie wartościom średnim z wielolecia, co świadczy o stabilnym składzie chemicznym wód podziemnych w badanym okresie.
10. Jednym z realnych zagrożeń dla ekosystemów rzecznych badanych w Stacjach ZMŚP są zanieczyszczenia pochodzenia rolniczego i bytowego. Dotyczy to zwłaszcza Stacji w Koniczynie, Wigrach i Szymbarku. Problem ten w Storkowie od kilku lat jest redukowany w miarę porządkowania gospodarki wodno-ściekowej w dorzeczu Parsęty. Obecność biogenów w spływie jonowym jest skorelowana czasowo z okresami występowania wysokich stanów w korytach rzecznych. Wówczas to do odprowadzanego ładunku włączane są intensywnie związki biogenne, których pochodzenie związane jest z prowadzoną na obszarze zlewni działalnością rolniczą i zanieczyszczeniami bytowymi. O wielkości ładunku biogenów w transporcie fluwialnym decydują również procesy akumulacji tych związków w biomasie oraz procesy biogeochemiczne zachodzące w strefie nadrzecznej. Eutrofizacja wód powierzchniowych, szczególnie ważna w sytuacji ograniczenia dostawy biogenów do Morza Bałtyckiego, jest zjawiskiem występującym z różnym natężeniem w Polsce. Wyniki uzyskiwane w ramach ZMŚP świadczą o tym, że wody w większości badanych rzek spełniają kryteria

wyznaczone w rozporządzeniu o kryteriach wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenia związkami azotu dla różnych typów wód. Zagrożenia pojawiają się w przypadku zlewni intensywnie użytkowanych rolniczo (Struga Toruńska) oraz stosunkowo gęsto zaludnionych (Bystrzanka w Beskidzie Niskim). Problemem pozostają związki azotu w wodach podziemnych na obszarach rolniczych, które pozostały po okresie intensywnego nawożenia, a których usunięcie z geoekosystemu może być rozciągnięte na wiele lat.

11. Słabo zaznaczające się tendencje spadku stężeń związków azotu w wodach podziemnych i powierzchniowych mogą oznaczać, że potencjalnie stanowią one zagrożenie eutrofizacją wód w badanych geoekosystemach. Należy zatem dążyć, aby zachowywane były strefy nadrzeczne, gdzie zachodzi naturalny proces redukcji nutrientów w wyniku procesów biochemicznych.
12. Monitoring w zlewniach Stacji Bazowych pokazuje zachodzące stopniowo przemiany szaty roślinnej. Są to procesy powolne i efekty rozciągają się na dziesięciolecia. Na obecnym stanie badań wydaje się, że za przemiany florystyczne odpowiadają lokalne uwarunkowania typu zmiany formy użytkowania ziemi czy wahania poziomu wód podziemnych. Trudno byłoby obecnie dynamikę zmian szaty roślinnej łączyć z takimi zmianami środowiskowymi jak zanieczyszczenie powietrza bądź jakość opadów atmosferycznych. Wpływ tych czynników może się jednak odzwierciedlić w szacie roślinnej (pod warunkiem zachowania trendów zmian) po upływie dłuższego czasu.
13. W roku 2011 zakończono opracowanie map różnicowych użytkowania ziemi w okresie 2006/2008 i 2010 dla czterech Stacji Bazowych: Białej Góry, Storkowa, Koniczynki i Świętego Krzyża (Gudowicz, Zwoliński 2011). Analiza map wykazała, że zmiany użytkowania ziemi obejmują stosunkowo małą część badanych zlewni – od 0,9 do 1,8% ich powierzchni. Znaczna część z nich polega np. na przejściu od gruntów rolnych do użytków zielonych (Święty Krzyż). Zjawiskiem obserwowanym w dorzeczu górnej Parsęty (Stacja Bazowa Storkowo), które obejmuje niewielką część powierzchni zlewni, jest rozwój indywidualnego budownictwa mieszkalnego. Proces ten nasila się stopniowo od kilku lat i polega generalnie na wznoszeniu nowych obiektów mieszkalnych na gruntach uprzednio wykorzystywanych rolniczo. Rozwój budownictwa niesie z sobą przemiany innego rodzaju: budowę dróg, instalacji

energetycznych i wodno-kanalizacyjnych, lokalne zmiany pokrycia i użytkowania ziemi. Może stać się w najbliższych latach jednym z poważniejszych czynników wpływających na stan środowiska geograficznego zlewni górnej Parsęty.

14. Kilkunastoletnie badania wód opadowych, podziemnych i powierzchniowych w geoeekosystemach zlewni rzecznych i jeziornych prowadzone w ramach programu ZMŚP ukazują współwystępowanie tendencji spadkowej stężeń jonów siarczanowych. Prawdopodobny jest w tym przypadku następujący ciąg przyczynowo – skutkowy:

- ograniczenie emisji SO_2 do atmosfery,
- spadek stężeń siarczanów w opadach atmosferycznych,
- zmniejszenie depozycji atmosferycznej tych jonów,
- obniżanie dostawy siarczanów do wód podziemnych,
- w końcowym efekcie pojawianie się coraz niższych stężeń siarczanów w wodach powierzchniowych.

Opisana tendencja nie ogranicza się do zlewni badawczych w Stacjach Bazowych ZMŚP lecz ma prawdopodobnie charakter ogólnopolski/regionalny, choć uwarunkowania lokalne modyfikują jej przebieg w zależności od właściwości środowiska geograficznego oraz od stopnia nasilenia presji antropogenicznej.

15. Realizacja programu ZMŚP i uzyskiwane od roku 1994 wyniki pozwalają na sformułowanie następujących wniosków praktycznych:

- w celu obniżania ładunków biogenów (głównie azotu) do wód powierzchniowych należy dążyć do zachowania lub odtworzenia podmokłych stref nadrzecznych, co wymaga wyeliminowania melioracji prowadzących do pogłębiania i prostowania koryt cieków,
- znaczenie stref nadrzecznych w ograniczaniu eutrofizacji jest bardzo ważne zwłaszcza na obszarach użytkowanych rolniczo,
- zachowanie (odbudowa) stref nadrzecznych w naturalnym układzie jest podkreślana w Ramowej Dyrektywie Wodnej przy ocenie hydromorfologicznej rzek,
- niedopuszczalne powinno być zakładanie sieci wodociągowej na terenach wiejskich bez jednoczesnej budowy instalacji kanalizacyjnych

podłączanych do oczyszczalni ścieków – w przeciwnym razie dochodzi do wzrostu zużycia wody i zanieczyszczania ściekami bytowymi i gospodarczymi wód podziemnych,

- budowa instalacji kanalizacyjnych powinna być połączona z obowiązkową likwidacją zbiorników ściekowych (szamb),
- ze względu na widoczną w części zlewni badawczych intensyfikację rolnictwa w celu ochrony wód przed nadmierną eutryfikacją winna być prowadzona kontrola w zakresie przestrzegania norm regulujących dawki i metody stosowania nawozów sztucznych.

16. Monitoring funkcjonowania środowiska geograficznego różnych geoekosystemów Polski, reprezentowanych przez Stacje Bazowe ZMŚP, obejmujący rozpoznanie struktury wewnętrznej geoekosystemów oraz właściwości jakościowych i ilościowych różnego typu wód na kolejnych etapach obiegu, w dłuższym horyzoncie czasowym pozwala na uchwycenie mechanizmów kształtowania się i zmian chemizmu wód. Mechanizmy te związane są zarówno z naturalnymi warunkami środowiska geograficznego jak i uwarunkowaniami antropogenicznymi. Stwierdzane prawidłowości mają charakter ponadlokalny.

8. Literatura

- Armbruster M., Feger K-H., 2004. Temporal trends in the chemical composition of precipitation, soil seepage and streamwater in two forested catchments in the Black Forest and the eastern Ore Mountains (Germany). W: M. Józwiak, A. Kowalkowski (red.), Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego, Nr 5, Kielce, 129-148.
- Bac S., Koźmiński C., Rojek M., 1993. Agrometeorologia. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Fałtynowicz W., 1995. Fałtynowicz W., 1995: Wykorzystanie porostów do oceny zanieczyszczenia powietrza. Fundacja Centrum Edukacji Ekologicznej Wsi, Krosno.
- Gil E., Bochenek W., 1998. Raport Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania Polskiej Akademii Nauk w Szymbarku za lata hydrologiczne 1994-1997. W: A. Kostrzewski (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Stan geoekosystemów Polski w latach 1994-1997. Bibl. Monit. Środ., Warszawa, 183-221.
- Gudowicz J., Zwoliński Z., 2011. Różnicowe mapy pokrycia terenu i użytkowania ziemi dla wybranych Stacji Bazowych ZMŚP. W: A. Kostrzewski, J. Szpikowski (red.), XX Sympozjum Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie geoekosystemów w różnych strefach krajobrazowych Polski, UAM Poznań, Poznań – Storkowo, 23-24.
- Ishikawa Y., Ohno T., Ohyama J., Ogawa K., Hara, H., 1998. Acidification of Precipitation at Ryori, Japan for 1976-1994. "Tenki", Vol. 45-5. 351-360.
- Isidorow W., Jaroszyńska J. 1998. Chemiczne problemy ekologii, Wydawnictwo Uniwersytetu w Białymstoku, Białystok.
- Jansen W., Block A., Knaack J. 1988. Kwaśne deszcze, Historia, powstawanie, skutki. W: Aura 4.
- Józwiak M., Józwiak M.A., Kozłowski R., Wróblewski H., Szwed M., 2011. Raport o stanie środowiska przyrodniczego Stacji Bazowej Święty Krzyż w roku hydrologicznym 2010. Uniwersytet Humanistyczno-Przyrodniczy im. Jana Kochanowskiego, Stacja Monitoringu, Kielce, maszynopis.
- Józwiak M., Kozłowski R., Wróblewski H., 2006. Stacja Bazowa Święty Krzyż. W: R. Kruszyk (red.), Stan, przemiany i funkcjonowanie geoekosystemów Polski w latach 1994-2004 na podstawie Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego, Bibl. Monit. Środ., Warszawa, 213-258.
- Kaczorowska Z., 1962. Opady w Polsce w przekroju wieloletnim. Prace Geogr. IG PAN, 33, 1-102.
- Kejna M., (red.), 2011: Raport za rok hydrologiczny 2010. Stacja Bazowa ZMŚP w Konieczynie k. Torunia. UMK, WBiNoZ. Toruń, maszynopis.
- Kijowska M., Bochenek, W., 2011. Raport z pomiarów wykonywanych w ramach Zintegrowanego Środowiska Przyrodniczego w zlewni Bystrzanki (Beskid Niski) w roku hydrologicznym 2010. Stacja Naukowo-Badawcza IGiPZ PAN, Stacja Bazowa ZMŚP, maszynopis.
- Kolander R., 1999. Stan geoekosystemów Polski w 1998 roku. <http://www.staff.amu.edu.pl/~zmstp/stan98/stan98.html>
- Kostrzewski A., (1993). Geoekosystem obszarów nizinnych. Koncepcja metodologiczna, W: A. Kostrzewski (red.), Geoekosystem obszarów nizinnych, Polska Akademia Nauk, Kom. Nauk. Prez. PAN „Człowiek i Środowisko”, Zakład Narodowy im. Ossolińskich, Wrocław, 11-17.

- Kostrzewski A., 1995. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego – cele, założenia i zadania. W: A. Kostrzewski (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Propozycje programowe, Bibl. Monit. Środ., Warszawa, 7-22.
- Kostrzewski A., Domańska M., Dmowska A., Kruszyk R., Szpikowska G., Szpikowski J., Zwoliński Z., 2011. Raport Stacji Bazowej ZMŚP w Storkowie za rok 2010. Storkowo – Poznań, maszynopis.
- Kostrzewski A., Mazurek M., Zwoliński Z., 1994: Dynamika transportu fluwialnego jako odbicie funkcjonowania systemu zlewni. Bogucki Wyd. Nauk., Poznań.
- Kostrzewski A., Szpikowski J., Szpikowska G., Domańska M., Kruszyk R., Tylkowski J., 2007. Ocena stanu środowiska geograficznego zlewni górnej Parsęty na podstawie badań Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w latach 1994-2006. W: A. Kostrzewski, A. Andrzejewska (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Program Zintegrowanego Monitoringu Środowiska przyrodniczego a zadania ochrony Obszarów Natura 2000. Bibl. Monit. Środ., Warszawa, 161-174.
- Kostrzewski A., Tylkowski J., Samołyk M., 2011. Sprawozdanie z realizacji programu badawczo-pomiarowego ZMŚP w Stacji Bazowej Biała Góra w roku 2010. Biała Góra, maszynopis.
- Kostrzewski, A., Mazurek, M., Stach, A., 1995. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego - Zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań. Bibl. Monit. Środ., Warszawa.
- Kozłowski (red.)
- Kruszyk R., 2003. Stan geoekosystemów Polski w 2002 roku. <http://www.staff.amu.edu.pl/~zmsp/stan2002/stan2002.html>
- Kruszyk R., 2004. Stan geoekosystemów Polski w roku 2003. <http://www.staff.amu.edu.pl/~zmsp/stan2003/stan2003.html>
- Kruszyk R., 2005. Stan geoekosystemów Polski w roku 2004. <http://www.staff.amu.edu.pl/~zmsp/stan2004/stan2004.html>
- Kruszyk R., 2006. Stan geoekosystemów Polski w roku 2005. <http://www.staff.amu.edu.pl/~zmsp/stan2005/stan2005.html>
- Kruszyk R., 2009. Raport o stanie geoekosystemów Polski w roku 2008. <http://www.staff.amu.edu.pl/~zmsp/stan2008/stan2008.html>
- Kruszyk R., 2010. Stan geoekosystemów Polski w roku 2009. <http://www.staff.amu.edu.pl/~zmsp/stan2009/stan2009.html>
- Krzysztofiak L. (red.), 2011. Raport o stanie środowiska przyrodniczego Stacji Bazowej Wigry w roku hydrologicznym 2010. Krzywe, maszynopis.
- Krzysztofiak L., (red.), 2007. Raport o stanie środowiska przyrodniczego Stacji Bazowej Wigry w roku hydrologicznym 2006. Krzywe, maszynopis.
- Krzysztofiak L., (red.), 2008. Raport o stanie środowiska przyrodniczego Stacji Bazowej Wigry w roku hydrologicznym 2007. Krzywe, maszynopis.
- Lorenc H., 1998. Ocena stopnia realizacji programu "obserwacje meteorologiczne i badania klimatyczne w systemie zintegrowanego monitoringu środowiska" oraz synteza uzyskanych wyników badań za okres 1994-1997. W: A. Kostrzewski (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i tendencje rozwoju geoekosystemów Polski. IX Sympozjum ZMŚP, Bibl. Monit. Środ., Warszawa, 113-119.
- Macioszczyk A. 1987. Hydrogeochemia, Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.
- Major M., 2007. Stan geoekosystemów Polski w roku 2006. <http://www.staff.amu.edu.pl/~zmsp/stan2006/stan2006.html>

- Major M., 2008. Stan geoekosystemów Polski w roku 2007. <http://www.staff.amu.edu.pl/~zmsp/stan2007/stan2007.html>
- Major M., 2009. Charakter i funkcjonowanie zagłębień bezodpływowych w krajobrazie strefy młodoglacjalnej (Pomorze Zachodnie). Wyd. PTPN, Wyd. Mat.-Przyr., Prace Kom. Geograf-Geolog., t. 40, Poznań.
- Mazurek M., 2000. Zmienność transportu materiału rozpuszczonego w zlewni Kłudy jako przejaw procesów denudacji chemicznej (Pomorze Zachodnie). Wyd. UAM, Poznań.
- Mazurek M., Zwoliński Z., 2000. Funkcjonowanie wybranych geoekosystemów Polski w świetle pomiarów monitoringowych w roku hydrologicznym 1999. <http://www.staff.amu.edu.pl/~zmsp/stan99/stan99.html>
- Mazurek M., Zwoliński Z., 2001. Stan geoekosystemów Polski w roku 2000. <http://www.staff.amu.edu.pl/~zmsp/stan2000/stan2000.html>
- Mazurek M., Zwoliński Z., 2002. Stan geoekosystemów Polski w roku 2001. <http://www.staff.amu.edu.pl/~zmsp/stan2001/stan2001.html>
- Michalska G., 2000. Opady atmosferyczne. W: A. Kostrzewski (red.). Raport z realizacji programu pomiarowego ZMŚP w Stacji Bazowej Storkowo za rok 1999. Maszynopis.
- Ochrona Środowiska, 2005. GUS, Warszawa.
- Ochrona Środowiska, 2010. GUS, Warszawa.
- Olszewski A., (red.), 2011. Raport o stanie środowiska przyrodniczego zlewni ZMŚP „Kampinos” w roku 2009. Kampinoski Park Narodowy, Granica – Izabelin, maszynopis.
- Rajda W., Ostrowski K., Kowalik T., Marzec J., 1994. Zawartość niektórych składników chemicznych w wodzie opadowej i odpływającej z mikrozelewni rolniczych. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu – CCLXVIII, 83-91.
- Rynkiewicz A., 2007. Problemy eutrofizacji wód w Polsce i ich ograniczanie w sposób naturalny. Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, Poznań.
- Rzychoń D., Worsztynowicz A., 2005. Zmiany składu chemicznego wód jezior tatrzańskich spowodowane zmieniającym się charakterem depozycji z powietrza. W: A. Kostrzewski, R. Kolander (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie geoekosystemów Polski w warunkach zmian klimatu i różnokierunkowej antropopresji, Bibl. Monit. Środ., 513-522.
- Śnieżek T., (red.), 2011. Ocena Stanu Środowiska Stacji Bazowej Puszcza Borecka w roku hydrologicznym 2010. Instytut Ochrony Środowiska, Stacja Kompleksowego Monitoringu Środowiska Puszcza Borecka, Warszawa, maszynopis.
- Śnieżek T., 2001. Ocena realizacji programu w roku hydrologicznym 1999. Maszynopis.
- Stan Środowiska w Polsce – raport PIOŚ, 1998: Bibl. Monit. Środ., Warszawa.
- Szpikowska G., 2011. Uwarunkowania i zmienność chemizmu wód opadowych, podziemnych i powierzchniowych w zlewni Chwalimskiego Potoku (górna Parsęta). W: A. Kostrzewski, M. Samołyk (red.), Funkcjonowanie geoekosystemów w warunkach zmian użytkowania terenu i narastającej antropopresji, w druku.
- Trzeciak A., 1995. Wstęp do chemii nieorganicznej środowiska. Wydawnictwo Uniwersytetu Wrocławskiego, Wrocław.
- Wierzbicki A., 1998. Raport Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego Kampinoskiego Parku Narodowego w Pożarach za lata

- hydrologiczne 1994-1997. W: A. Kostrzewski (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Stan geoekosystemów Polski w latach 1994-1997. Bibl. Monit. Środ., Warszawa, 161-181.
- Wilkoś I., 2000. Skład równowagowy wody atmosferycznej. W: J. Burchard (red.), Stan i antropogeniczne zmiany jakości wód w Polsce, Wyd. Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź, 63-69.
- Wójcik G., (red.), 1998. Raport Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego Uniwersytetu Mikołaja Kopernika w Konieczynie k. Torunia za lata hydrologiczne 1994-1997. W: A. Kostrzewski (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Stan geoekosystemów Polski w latach 1994-1997. Bibl. Monit. Środ., Warszawa, 123-160.
- Żarska B., Degórska A., Prządka Z., Śnieżek T., Smoleński A., Cydzik J., 1998. Reprezentatywność środowiska przyrodniczego obszaru zlewni Jeziora Łękuk i Stacji Kompleksowego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego „Puszcza Borecka”. W: A. Kostrzewski (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i tendencje rozwoju geoekosystemów Polski. IX Sympozjum ZMŚP, Bibl. Monit. Środ., Warszawa, 67-74.
- Zwoliński Z., 1997. Stan geoekosystemów Polski w roku hydrologicznym 1996. <http://www.staff.amu.edu.pl/~zmsp/stan96/stan96.html>
- Zwoliński Z., 1998. Geoindykatory w badaniach współczesnej dynamiki geoekosystemów. W: A. Kostrzewski (red.), Zintegrowany monitoring środowiska przyrodniczego, Funkcjonowanie i tendencje rozwoju geoekosystemów Polski. Bibl. Monit. Środ., Warszawa, 163-167.