

AUTOREFERAT

Dr Stanisław Chmiel

Zakład Hydrologii
Wydział Nauk o Ziemi i Gospodarki Przestrzennej
Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej

Lublin, listopad 2016

1. Imię i Nazwisko.

Stanisław Chmiel

2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe/artystyczne – z podaniem nazwy, miejsca i roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy doktorskiej.**1982 r. – technik chemik, specjalność technologia odczynników chemicznych**

Technikum Chemiczne nr 1 im. Karola Olszewskiego w Lublinie

1988 r. – magister geografii, specjalność hydrografia, meteorologia i klimatologia

Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie

Tytuł pracy:

Sezonowa zmienność cech fizyczno-chemicznych wód Wieprza w profilu Łańcuchów w roku hydrologicznym 1987

Promotor: dr Bronisław Janiec

2002 r. – doktor nauk o Ziemi w zakresie geografii

Wydział Biologii i Nauk o Ziemi, Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie

Rozprawa doktorska:

Rola zasilania podziemnego i spływu powierzchniowego w kształtowaniu cech fizykochemicznych wód rzecznych Wyżyny Lubelskiej i Rostocza

Promotor: Prof. dr hab. Zdzisław Michalczyk

Recenzenci: Prof. dr hab. Wojciech Chelmiński, Prof. dr hab. Jerzy Małecki

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych/artystycznych.**1988-2002 – asystent inżynierjno-techniczny**

Zakład Hydrografii, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi

Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie

2002-2011 – asystent naukowo-techniczny

Zakład Hydrografii, Wydział Biologii i Nauk o Ziemi

Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie

2011 - aktualnie – asystent naukowo-techniczny

Zakład Hydrologii, Wydział Nauk o Ziemi i Gospodarki Przestrzennej

Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie

4. **Wskazanie osiągnięcia*** wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. 2016 r. poz. 882 ze zm. w Dz. U. z 2016 r. poz. 1311).

4 a) **Tytuł osiągnięcia naukowego/artystycznego,**

Transfer wodny biogenów oraz metali ciężkich i jego środowiskowe implikacje

stanowi cykl **siedmiu** oryginalnych, **powiązanych tematycznie** publikacji naukowych (5 anglojęzycznych, 2 polskojęzyczne), z których:

- pięć znajduje się w bazie Journal Citation Reports (JCR), część „A” wykazu czasopism Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego z dn. 23.12.2015 r., sumaryczny **Impact Factor*** według roku publikacji wynosi **4,118**, pięcioletni **IF - 4,399**, a liczba punktów **MNiSW** wynosi **95**,
- dwie znajdują się w części „B” wykazu czasopism Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego z dn. 23.12.2015 r., liczba punktów **MNiSW** wynosi **26**, z roku publikacji **10**.

Łączna **liczba punktów 7 publikacji** wg wykazu czasopism **MNiSW** z dn. 23.12.2015 r. wynosi **121** wg roku publikacji **105**.

*Wartości IF podano zgodnie z datą publikacji na podstawie Journal Citation Reports. W przypadku braku informacji dla danego roku, przyjmowano wartość z roku poprzedniego. Punkty wyliczono w oparciu o Komunikaty MNiSW z roku publikacji oraz wg aktualnie obowiązujących przepisów z dnia 23 grudnia 2015 - stan z września 2016 r.

4 b) **Wykaz publikacji stanowiących osiągnięcie naukowe**

(autor/autorzy, rok wydania, tytuł/tytuły publikacji, nazwa wydawnictwa).

H.1 Chmiel S., Maciejewska E., 2009: *The share of precipitation nitrogen in the river discharge of the Upper Wieprz River (Roztocze, SE Poland)*. **Ecological Chemistry and Engineering A, 16, 8, 909–916.**

IF – brak

punkty MNiSW₂₀₀₉ – 6

punkty MNiSW₂₀₁₅ – 11

Udział własny 85% - koncepcja badań, wybór metod badawczych, terenowe pomiary hydrometryczne i hydrochemiczne, wykonanie analiz laboratoryjnych w tym specjalistycznych z wykorzystaniem techniki IC, zestawienie i analiza danych, opracowanie graficzno-kartograficzne, napisanie manuskryptu.

H.2 Chmiel S., Głowacki S., Michalczyk Z., Sposób J., 2009: *Some issues in the assessment of eutrophication of river waters as a consequence of the construction of a storage reservoir (on the example of the Bystrzyca River)*. **Ecohydrology & Hydrobiology, 9, 2-4, 175–179.**

IF – brak

punkty MNiSW₂₀₀₉ – 4

punkty MNiSW₂₀₁₅ – 15

Udział własny 80% - koncepcja badań, wybór metod badawczych, terenowe pomiary hydrometryczne i hydrochemiczne, wykonanie analiz laboratoryjnych w tym z zastosowaniem specjalistycznej techniki pomiarowej IC, zestawienie i analiza danych, opracowanie graficzno-kartograficzne, napisanie manuskryptu.

H.3 Chmiel S., 2016: *Udział azotu mineralnego z opadów atmosferycznych w spływie powierzchniowym z obszaru zurbanizowanego. Przemysł Chemiczny*, 95, 8, 1574–1579.

IF₂₀₁₅ – 0,367IF_{5 letni} – 0,305punkty MNiSW₂₀₁₅ – 15

H.4 Chmiel S., Hałas S., Janusz J., Głowacki S., Trembaczowski A., 2015: *Badania zmian ilościowych i jakościowych rozpuszczonego węgla nieorganicznego w strefie drenażu rzecznoego. Przemysł Chemiczny*, 94, 6, 994–998.

IF₂₀₁₅ – 0,367IF_{5 letni} – 0,305punkty MNiSW₂₀₁₅ – 15

Udział własny 85% - koncepcja badań, wybór metod badawczych, terenowe pomiary hydrometryczne i hydrochemiczne, wykonanie analiz laboratoryjnych w tym specjalistycznych z wykorzystaniem techniki IC, zestawienie i analiza danych, opracowanie graficzno-kartograficzne, napisanie manuskryptu.

H.5 Chmiel S., Hałas S., Głowacki S., Sposób J., Maciejewska E., Trembaczowski A., 2016: *Concentration of soil CO₂ as an indicator of decalcification rate after liming treatment: A case study in the Lublin Upland and Roztocze. International Agrophysics*, 30, 2, 143–150.

IF₂₀₁₅ – 1,067IF_{5 letni} – 1,070punkty MNiSW₂₀₁₅ – 25

Udział własny 75% - koncepcja badań, wybór metod badawczych, udział w pomiarach hydrometrycznych, terenowe pomiary hydrochemiczne, wykonanie analiz laboratoryjnych, w tym specjalistycznych z wykorzystaniem techniki IC, zestawienie i analiza danych, opracowanie graficzno-kartograficzne, napisanie manuskryptu.

H.6 Chmiel S., Hałas S., Pieńkos T., Głowacki S., Maciejewska E., Polkowska Ż., Sposób J., Trembaczowski A., 2015: *CO₂ emission to the atmosphere from carbonate waters: the study case of the Lublin Upland and Roztocze regions. Ecological Chemistry and Engineering S*, 22, 4, 499–511.

IF₂₀₁₅ – 0,552IF_{5 letni} – 0,706punkty MNiSW₂₀₁₅ – 15

Udział własny 70% - koncepcja badań, wybór metod badawczych, udział w pomiarach hydrometrycznych, wykonanie pomiarów hydrochemicznych, zestawienie i analiza danych, opracowanie graficzno-kartograficzne, napisanie manuskryptu.

H.7 Chabudziński Ł., Chmiel S., Michalczyk Z., 2015: *Metal content in the waters of the upper Sanna River catchment (SE Poland): condition associated with drilling of a shale gas exploration wellbore. Environmental Earth Sciences*, 74, 9, 6681–6691.

IF₂₀₁₄ – 1,765IF_{5 letni} – 2,013punkty MNiSW₂₀₁₅ – 25

Udział własny 40% - współudział w opracowaniu koncepcji badań, dobór metod pomiarowych, wykonanie specjalistycznych analiz laboratoryjnych z wykorzystaniem techniki IC, ICP-MS, TXRF, zestawienie wyników pomiarów laboratoryjnych, weryfikacja wyników badań terenowych, analiza danych, opracowanie statystyczne i kartograficzne wyników pomiarów, współautorstwo w napisaniu manuskryptu.

Oświadczenia współautorów wraz z zaznaczeniem ich indywidualnego wkładu w publikację zamieszczono w **załączniku 5**.

W **załączniku 8** przedstawiłem kopie 11 dodatkowych/uzupełniających prac, w których zagadnienia związane z tematem osiągnięcia naukowego były przedmiotem moich badań.

4 c) Omówienie celu naukowego/artystycznego ww. pracy/prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania.

Transfer wodny biogenów oraz metali ciężkich i jego środowiskowe implikacje

Wprowadzenie

Globalne zmiany klimatyczne, obserwowane na przełomie XX i XXI w., zakłóciły naturalny obieg pierwiastków, w tym biogennych (węgla, azotu i fosforu), co wykazano w licznych publikacjach i raportach (Berner, Berner 1996, IPCC 2013, Global Carbon Project). Pierwiastki te, o podstawowym znaczeniu dla funkcjonowania środowiska, w wielu miejscach spowodowały degradację ekosystemów wodnych. Do substancji mających negatywny wpływ na środowisko, zwłaszcza na organizmy żywe, należą metale ciężkie. Woda jest ich podstawowym nośnikiem między komponentami, co ma szczególne znaczenie w łańcuchu pokarmowym człowieka (Kabata-Pendias, Pendias 1999, Walker i in. 2002, Ociepa-Kubicka, Ociepa 2012).

Z tego powodu ważne zagadnienie w ocenie stopnia zanieczyszczenia wód stanowi rozdzielenie poziomu stężeń substancji będących efektem naturalnych oddziaływań od zmian spowodowanych przez człowieka (Hem 1985, Dojlido 1995, Macioszczyk, Dobrzyński 2002, Witczak i in. 2013). Poznanie tych relacji we współcześnie zachodzących zmianach klimatycznych, ich natężenia oraz dynamiki wymaga systematycznych badań, ponieważ obserwowany wzrost tempa obiegu wody przyspiesza transfer pierwiastków z lądu do rzek, zbiorników wodnych i mórz (Berner, Berner 1996, Meybeck 2003, Aufdenkampe i in. 2011). Próby zahamowania tych przeważnie niekorzystnych trendów powinny obejmować w pierwszej kolejności rozpoznanie zjawiska w skali lokalnej. Bez zrozumienia relacji „zmiany lokalne – konsekwencje globalne” nie będzie możliwe zaplanowanie działań mogących przyczynić się do ograniczenia skutków obserwowanych zjawisk.

Racjonalne gospodarowanie zasobami wodnymi w celu ograniczenia dopływu zanieczyszczeń do systemu rzecznoego stanowi ważny element, który Polska – jako członek Unii Europejskiej – zobowiązała się spełnić w ramach zapisów m.in. Dyrektywy Ściekowej (DR91/271/EWG), Dyrektywy Azotanowej (DR91/676/EWG) i Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW 2000/60/WE). Głównym celem tych programów jest osiągnięcie dobrego stanu ekologicznego wód przez redukcję zanieczyszczeń pochodzenia antropogenicznego, w tym związków biogennych i metali ciężkich. Plany gospodarowania wodami w zlewniach powinny zatem zawierać elementy rozpoznania procesów determinujących ich występowanie oraz wskazania do zachowania/poprawy ich jakości. Istotność tego zagadnienia w badaniach naukowych uwzględnia m.in. Strategia **Narodowego Centrum Badań i Rozwoju** przez wsparcie finansowania w programie **BIOSTRATEG** tematu „racjonalnego gospodarowania zasobami naturalnymi ze szczególnym uwzględnieniem gospodarki wodnej”.

Celem prezentowanego **cyklu 7 publikacji** jest:

- **ilościowa i jakościowa ocena** procesów determinujących wodny **transfer biogenów**:
 - **azotu** (**H.1** Chmiel, Maciejewska 2009, **H.2** Chmiel et al. 2009, **H.3** Chmiel 2016),
 - **fosforu** (**H.2** Chmiel et al. 2009),
 - **węgla** (**H.4** Chmiel et al. 2015, **H.5** Chmiel et al. 2016, **H.6** Chmiel et al. 2015) oraz **metali ciężkich** (**H.7** Chabudziński et al. 2015),
- **analiza** wybranych **środowiskowych implikacji** związanych z:
 - **eutrofizacją** wód rzecznych,
 - **krażeniem węgla** (zwłaszcza **dwutlenku węgla**) w cyklu hydrologicznym,
 - **wplywem** poszukiwań **gazu łupkowego** na zawartość **metali ciężkich** w wodach strefy potamicznej.

Ponadto wykorzystanie wyników prowadzonych badań do analizy **możliwości ograniczenia** negatywnego wpływu **antropopresji** na **środowisko wodne**.

Badania realizowano na obszarze Lubelszczyzny, w terenie charakteryzującym się stosunkowo małym przekształceniem środowiska.

Azot i fosfor

Zarys problemu i cele badawcze

Eutrofizacja wód należy do najistotniejszych zagrożeń środowiska wodnego w warunkach zmieniającego się klimatu. W zapisach ustawy – Prawo wodne (2001) pojęcie to jest rozumiane jako proces wzbogacania wody w biogeny, szczególnie związki N lub P, powodujące przyspieszony wzrost glonów, wyższych form życia roślinnego, w wyniku którego następują niepożądane zakłócenia biologicznych stosunków w środowisku wodnym oraz pogorszenie jakości wód. Wzrost stężenia związków azotu i fosforu w wodach przypisuje się przede wszystkim postępującej antropogenizacji środowiska, związanej głównie z rolniczym użytkowaniem terenu, zrzutem ścieków komunalnych i przemysłowych (Dojlido 1995, Allan 1998, Kajak 2001). Konwencja helsińska, podpisana przez Polskę w 2000 r., zobowiązywała kraje ze Zlewiska Morza Bałtyckiego do ograniczenia o połowę ilości odprowadzanych do morza biogenów. Miało to ważne znaczenie w przypadku naszego rolnictwa, ponieważ około 2/3 ogólnej ilości azotu i około 1/3 fosforu odprowadzanego wówczas z Polski do Bałtyku pochodziło z rolniczych zanieczyszczeń punktowych i obszarowych (Helcom 2013). Ograniczenie rolniczego zanieczyszczenia wód zaplanowano osiągnąć m.in. przez działania zawarte w tzw. Kodeksie Dobrej Praktyki Rolniczej (KDPR 2004), gdzie zaproponowano sposoby zmniejszenia wymywania/transferu biogenów do wód z ognisk zarówno o charakterze punktowym, jak i obszarowym. Zmniejszenie zanieczyszczeń wód pochodzenia komunalnego i przemysłowego od wielu lat było i jest realizowane przez rozbudowę systemu oczyszczania ścieków w systemach zamkniętych (oczyszczalniach). W dużej mierze przyczynił się do tego Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych (KPOŚK), w którym do głównych zadań zaliczono redukcję biogenów. W efekcie realizacji programu prawie dwukrotnie został zmniejszony ich ładunek zrzucany do wód powierzchniowych (OŚ 2014). W dalszym ciągu jednak stężenie azotu i fosforu

w ściekach wypływających z oczyszczalni jest kilkakrotnie wyższe niż w wodach naturalnych.

W celu oceny ilościowej obciążenia środowiska wodnego azotem i fosforem sporządza się ich bilanse obszarowe w obrębie jednostek administracyjnych lub hydrograficznych – zlewni (Sapek i in. 2002, Igras i in. 2003, Żelazny [red.] 2005, Żurek 2006). Pozwala to na określenie udziału azotu pochodzenia obszarowego (atmosferycznego, rolniczego) i punktowego, docierającego do zlewni i z niej wyprowadzanego. Na tej podstawie można oceniać możliwości samooczyszczania wód i potrzeby/możliwości wdrożenia działań ochronnych. Informacje te są niezbędne w planach gospodarowania wodami w zlewniach, gdzie do podstawowych celów należy osiągnięcie zrównoważonego rozwoju środowiska (POŚ 2001), lecz przede wszystkim w obszarach będących: rezerwuarem wód pitnych, cennych przyrodniczo czy wykorzystywanych rekreacyjnie.

Badania obiegu azotu prowadzono na przykładzie zlewni górnego **Wieprza** (**H.1** Chmiel, Maciejewska 2009), a **azotu i fosforu** – w zlewni środkowej **Bystrzycy** (**H.2** Chmiel i in. 2009, **H.3** Chmiel 2016). **Zlewnia** górnego **Wieprza**, zamknięta wodowskazem w Guciowie, ma powierzchnię około 300 km². W jej strukturze użytkowania dominują grunty orne, które zajmują prawie 50% całkowitej powierzchni, lasy – ponad 33%, łąki i pastwiska – około 12%, tereny zabudowane i drogi – niespełna 4%. Rolnictwo charakteryzuje się dość ekstensywnym sposobem gospodarowania, co w dużej mierze wpływa na małe antropogeniczne przekształcenie środowiska wodnego (Świeca i in. 2002). Z kolei w **zlewni Bystrzycy**, po profil zapory na zbiorniku Zalew Zemborzycki (725 km²), grunty orne zajmują ponad 70% powierzchni, łąki i pastwiska – 4%, sady – 3%, lasy – ponad 10%, obszary zabudowane – około 10%. Na rzece funkcjonuje zbiornik zaporowy wybudowany w 1974 r. w dolinie rzeki Bystrzycy. Jego powierzchnia wynosi 282 ha, długość to 3 km, maksymalna szerokość – 1,3 km, głębokość maksymalna w pobliżu zapory – 4 m, a objętość – 6,3 mln m³. Wymiana wody w zbiorniku przy niskich przepływach następuje po około 150 dobach, przy średnich – po 25 dobach, a maksymalnych – w ciągu nawet 1 doby. Zlewnia Bystrzycy reprezentuje zatem obszar o znacznie większej presji antropogenicznej niż zlewnia Wieprza.

W oparciu o własne materiały meteorologiczne, hydrometryczne i hydrochemiczne sporządzono bilans azotu w zlewni górnego Wieprza obejmujący lata 2005–2006 (**H.1** Chmiel, Maciejewska 2009) oraz bilans azotu i fosforu w zlewni Bystrzycy w latach 2005–2007 (**H.2** Chmiel i in. 2009). W badaniach obliczono ładunek biogenów wprowadzany do podłoża przez opady atmosferyczne, rolnicze użytkowanie terenu (nawożenie), zrzuty ścieków oraz ich odpływ systemem rzeczny. Istotnym celem badań była ocena wpływu zbiornika zaporowego na transport biogenów, ich formę oraz trofię i jakość wód. W tym kontekście rozważono następnie możliwość ochrony/rekultywacji zbiornika przed jego nadmierną eutrofizacją. Zagadnienia związane z obiegiem azotu i fosforu były również przedmiotem analizy w innych moich pracach (m.in. Chmiel 2002, Chmiel, Piszcz 2004, Chmiel 2006, Chmiel i in. 2009, Turczyński i in. 2009, Chmiel i in. 2012, Michalczyk i in. 2015).

Wyniki i ich interpretacja

Bilans obiegu azotu w zlewni Wieprza (**H.1** Chmiel, Maciejewska 2009) i Bystrzycy (**H.2** Chmiel i in. 2009) wskazuje, że na rolnictwo (nawożenie mineralne i organiczne) przypadało około 90% puli pierwiastka wprowadzanego do zlewni (tj. około $90 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$). Pozostałą część stanowił głównie azot docierający do podłoża z opadów atmosferycznych. Główna masa wyprowadzanego azotu ze zlewni (około 70%) przypadała na rolnictwo i była związana ze zbiorem plonów. Odpływ azotu systemem rzeczny kształtował się poniżej 5% puli pierwiastka wprowadzanego do zlewni, z czego na odpływ podziemny przypadało w zlewni Wieprza około 75%, a w zlewni Bystrzycy – około 45%. Azot z opadów atmosferycznych stanowił w odpływie rzeczny około 10% puli transportowanego azotu. Istotny udział azotu z opadów atmosferycznych przypadał zwłaszcza na okres zasilania rzeki wodami ze spływu powierzchniowego (jego udział w odpływie wzrastał wówczas do około 30%). Na ścieki przypadało niespełna 5% wynoszonego azotu w zlewni Wieprza i ponad 30% w zlewni Bystrzycy. Saldo bilansowe wskazuje, że około 1/4 azotu wprowadzonego do zlewni Wieprza pozostawała w glebie i roślinach oraz podlegała procesom denitryfikacji, a w przypadku zlewni Bystrzycy ta pula stanowiła ponad 30%.

Bilans fosforu (**H.2** Chmiel i in. 2009) dla zlewni Bystrzycy wykazał, że w ładunku wprowadzanego pierwiastka do podłoża dominowała składowa rolnicza (ponad 99,5%). Nieznaczna jej część (około 0,5%) stanowił fosfor docierający do zlewni wraz z opadami. Z kolei główna masa fosforu wyprowadzanego ze zlewni stanowiła jego część pochodzącą z rolnictwa (około 40%), która była związana ze zbiorem plonów. Wynoszenie fosforu systemem rzeczny stanowiło jedynie około 1% wprowadzanego pierwiastka do zlewni. Z tej wartości na odpływ podziemny przypadało prawie 50%, spływ powierzchniowy – około 20%, a ścieki stanowiły około 1/3 wynoszonego fosforu.

Przedstawiona struktura **obiegu biogenów** w wodach rzecznych stanowi istotny problem w przypadku **budowy/funkcjonowania zbiorników zaporowych**. Zarówno zanieczyszczenia obszarowe, jak i punktowe zrzuty ścieków determinują przebieg procesów eutrofizacji wód rzecznych, na których funkcjonują zbiorniki zaporowe (Kajak 2001, Kasza 2009). Zagadnienie to analizowano na przykładzie zbiornika Zalew Zemborzycki (**H.2** Chmiel i in. 2009). Wyniki badań wskazują, że powstające i planowane w Polsce (na szeroką skalę) zbiorniki małej retencji – mimo pozytywnej, hydrologicznej roli – mogą wpływać niekorzystnie na stan jakości wód rzecznych. Dotyczy to zwłaszcza zbiorników zaporowych, których lokalizacja (budowa) nie będzie uwzględniała stopnia zasobności zlewni w biogeny. Rzeki stanowią bowiem otwarte systemy, które wymieniają energię i materię z otaczającym środowiskiem. Na drodze przepływu wody stan ekologiczny rzeki charakteryzuje względna homeostaza, której ciągłość/kontinuum (Vannote i in. 1980) ulega przerwaniu w przypadku budowy zbiornika zaporowego (Allan 1998, Kajak 2001, Mazurkiewicz-Boroń, Starmach 2009). Zmiany warunków przepływu wody wpływają na procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne zachodzące w zbiorniku oraz powodują zazwyczaj pogorszenie jakości wód. Zakres tych zmian zależy w dużej mierze od cech zbiornika, a zwłaszcza od: powierzchni, głębokości, czasu retencji i wymiany wody, stosunku jego objętości do powierzchni zlewni oraz stopnia jej antropogenicznego przekształcenia, a w konsekwencji jakości wody zasilającej akwen (Wojciechowska, Dojlido 1982, Dojlido

1995, Kajak 2001, Kasza 2009). Zmiany jakości wód rzecznych zachodzące w zbiornikach zaporowych stanowią istotny problem w funkcjonowaniu większości istniejących obiektów w Polsce, np. zbiornika: Sulejów (Galiczka i in. 1998), Siemianówka (Górnjak [red.] 2006), Dobczyce (Kowalczyk 2010), Kraśnik (Pęczyła, Suchora 2011), Goczałkowice (Jachniak 2013), Rzeszów (Gruca-Rokosz 2013).

Przykładem zbiornika zaporowego, w którym nastąpiło znaczne pogorszenie jakości wody i jego stanu ekologicznego, jest Zalew Zemborzycki na rzece Bystrzycy. Główny problem, jak w przypadku większości zbiorników, stanowią „zakwity wody” spowodowane przez nadmierny rozwój fitoplanktonu (Pawlik-Skowrońska i in. 2004, Radwan [red.] 2006, Solis 2007, Raporty...). Mimo zastosowania hydrobiologicznych i biomanipulacyjnych metod poprawy czystości wód zbiornika Zalew Zemborzycki (Stani 2005, Sender, Demetraki-Paleolog 2013), jego stan ekologiczny nie uległ poprawie. Brak efektów prac rekultywacyjnych oraz zabiegów ochronnych w przypadku tego typu akwenu, stanowi istotny problem w ich funkcjonowaniu (Zalewski [red.] 1995, Kajak 2001, Kasza 2009, Wiśniewski 2013). Wdrażane metody rekultywacji zbiorników zaporowych pomijały zazwyczaj aspekt hydrologiczny, tj. ładunku biogenów wprowadzanego przez rzekę. Koncentrowały się natomiast na samym obiekcie lub jego zlewni bezpośrednio, mimo że rola cieków w dostawie substancji biogenicznych do zbiorników zaporowych była wielokrotnie podkreślana (Volenwaider 1968, 1976, Bajkiewicz-Grabowska 2002).

Poziom nutrientów dostarczanych do Zalewu Zemborzyckiego oraz ich alokacja w zbiorniku wskazują również, że jest to podstawowy czynnik determinujący jego stan ekologiczny (H.2 Chmiel i in. 2009), potwierdziły to również badania w późniejszym okresie (Chmiel i in. 2012, Chmiel 2015, Chmiel i in. 2015, Michalczyk i in. 2015). Powyżej zbiornika wody rzeczne były zasobne w biogeny, zwłaszcza w formy mineralne azotu (DIN – rozpuszczony azot nieorganiczny). Azot mineralny w wodach Bystrzycy powyżej zbiornika stanowił około 3/4 azotu ogólnego (TN). Poniżej zbiornika stężenie DIN miało znacznie niższe wartości (około 20% TN). Podobne relacje występowały w przypadku fosforu. Dominującą rolę w odpływie odgrywały zatem formy organiczne N i P, które wskazywały na intensywny rozwój życia biologicznego w zbiorniku, a w konsekwencji negatywnie wpływały na jakość wody. Zalew Zembrzycki stanowił więc ważną barierę biogeochemiczną dla migracji azotu i fosforu. W latach 2005–2007 przeciętna roczna retencja azotu w zbiorniku wyniosła około 94 ton azotu na rok, a w przypadku fosforu – prawie 6 ton na rok (H.2 Chmiel i in. 2009). Należy przypuszczać, że wypływanie zbiornika współczesnymi osadami (Dobrowolski i in. 2015) będzie skutkowało resuspensją zdeponowanego w nich N i P, a zatem dodatkową pulą biogenów potęgującą proces eutrofizacji wód. Te niekorzystne procesy będą zachodzić zwłaszcza w czasie intensywnego mieszania wód z osadami, np. podczas wezbrań czy silnych wiatrów (Rodzik i in. 2009).

Uzyskane wyniki sugerują, że rekultywacja wód w zbiorniku zaporowym metodami hydrobiologicznymi powinna uwzględniać czynnik hydrologiczny. Problem ten został szerzej omówiony w pracy Chmiel i in. (2012), Michalczyk i in. (2015). Dyskutowany był także na odczycie Polskiego Towarzystwa Geograficznego oddział Lublin pt. *Hydrologiczne uwarunkowania funkcjonowania Zalewu Zemborzyckiego* (Chmiel, Głowacki, Kubak, Kalaji, 2013) oraz na konferencji „Chemistry for Agriculture” pt. *Wpływ zbiornika zaporowego na trofię wód rzecznych oraz formy transportu biogenów - rzeka Bystrzyca, SE Polska*

(Chmiel 2015). W przypadku Zalewu Zemborzyckiego wykazano, że ładunek biogenów wprowadzany przez rzekę ma podstawowe znaczenie w jego eutrofizacji. Przy obecnym sposobie funkcjonowania zbiornika i zagospodarowaniu zlewni praktycznie nie jest możliwa poprawa stanu ekologicznego akwenu. Dla poprawy jakości wody w Zalewie Zemborzyckim proponuje się jego pogłębienie przez wybranie zgromadzonych współcześnie osadów i torfów, a następnie zmianę funkcjonowania zbiornika z przepływowego na lateralny lub pozostawienie w dotychczasowym sposobie funkcjonowania.

W przypadku zmiany sposobu funkcjonowania zbiornika z przepływowego na lateralny zasilanie zbiornika głównego (stałe lub okresowe) musi się odbywać z małego lateralnego zbiornika wstępnego o zredukowanym przepływie. W zbiorniku wstępnym manipulacje hydrobiologiczne, biotechnologiczne i chemiczne powinny zapewnić redukcję nutrientów do poziomu ograniczającego procesy eutrofizacji wód w zbiorniku głównym. Nowe koryto rzeki Bystrzycy będzie miało za zadanie wyeliminowanie bezpośredniego dopływu do zbiornika zanieczyszczeń spływających z pól i obszarów zabudowanych.

Zakładanym celem proponowanych zmian jest ograniczenie roli rzeki Bystrzycy w bezpośredniej dostawie zanieczyszczeń do akwenu. Pozytywną rolę upatruje się również w wyeliminowaniu niekorzystnego wpływu zabudowy hydrotechnicznej na przerwanie ciągłości rzeki, zwłaszcza procesów jej samooczyszczania. Działania te będą wpisane w strategię zrównoważonego gospodarowania wodami powierzchniowymi w zlewni rzeki Bystrzycy.

Ważnym zagadnieniem związanym z funkcjonowaniem zbiornika wodnego jest metoda oceny trofii wód rzecznych (**H.2** Chmiel i in. 2009). Analiza dokumentów OOŚ (Ocen Oddziaływania na Środowisko) związanych w projektami budowy zbiorników wodnych na rzekach wskazuje, że do oceny poziomu zagrożenia eutrofizacją wód (lub jej braku) najczęściej były wykorzystywane kryteria eutrofizacji stosowane dla wód płynących (RMS 2002, później również RMS 2014). Ocena stanu troficznego wód w zlewni Bystrzycy wykazała, że były one nieprzydatne do oceny eutrofizacji wód, na których funkcjonuje zbiornik zaporowy. Do **oceny** oddziaływania na środowisko zbiorników piętrzących wody rzeczne proponuje się uwzględnienie **stanu troficznego wody w oparciu o wskaźniki graniczne** stosowane przy ocenie eutrofizacji śródlądowych wód powierzchniowych, określonych **dla wód stojących!** Jednakże poprawna ocena przyszłego stanu troficznego wody w zbiorniku zaporowym o charakterze limnicznym powinna być przeprowadzona w oparciu o metody wykorzystywane do oceny stanu troficznego jezior, takie jak **indeksy Carlsona** czy metody **OECD** (**H.2** Chmiel i in. 2009). Niestety, **nie są** one **normowane** w prawodawstwie polskim i unijnym. Obowiązujące uwarunkowania prawne związane z oceną stanu troficznego wód rzecznych nie uwzględniają zatem problemów, jakie mogą wystąpić po wybudowaniu zbiornika na rzece. W następstwie dochodzi do bardzo kosztownych metod rekultywacji, ich ochrony, które przeważnie nie dają oczekiwanych rezultatów.

W ostatnich latach coraz częściej podkreśla się, że do wód powierzchniowych **istotną pulę azotu** (poza obszarami rolniczymi) **wprowadzają** również **obszary zurbanizowane** (Grabarczyk, Gwoździej-Mazur 2005, Królikowska, Królikowski 2012). Tereny zurbanizowane są traktowane jako obszarowe, niepunktowe ogniska zanieczyszczeń (NPS – *non-point source*). Do wód powierzchniowych dostarczają one przez system kanalizacji

burzowej zanieczyszczenia zmywane z powierzchni terenu (stałe, mineralne, organiczne) (Pope, Bevans 1987, Oltmann, Shulters 1989, Osmólska-Mróz 1992, Nowakowska-Błaszczyk, Zakrzewski, 1996, Ciupa 2009, Sobolewski 2012). Mogą one mieć również istotny wpływ na eutrofizację wód powierzchniowych, szczególnie w okresie wegetacyjnym, kiedy wnoszą znaczny ładunek biogenów w formach mineralnych (łatwo przyswajalnych przez rośliny).

Zagadnienie to zostało przeanalizowane na przykładzie Lublina (**H.3** Chmiel 2016). Miasto to zamieszkuje około 350 000 ludzi, a powierzchnia administracyjna miasta to 147,5 km², z czego na powierzchnie zurbanizowane przypada ponad 40%, a obszar z kanalizacją deszczową to około 25% (Michalczyk [red.] 2012).

Badania wykazały, że zawartość DIN w wodach opadowych kształtowała się na poziomie około 1,5 mg/dm³, a układ stężeń poszczególnych form był zazwyczaj następujący $N-NH_4^+ > N-NO_3^- > N-NO_2^-$. Ich udział procentowy w DIN wynosił odpowiednio: ~60%, ~40%, do kilku %. Zawartość form jonowych DIN w spływie powierzchniowym była przeważnie dwukrotnie wyższa niż w opadach atmosferycznych, a układ stężeń poszczególnych form azotu był zazwyczaj następujący $N-NO_3^- > N-NH_4^+ > N-NO_2^-$ (udział procentowy w DIN odpowiednio: ~55%, ~35%, do kilku %). Badania wykazały silny związek pomiędzy stężeniem DIN w wodach opadowych oraz spływie powierzchniowym. Stwierdzono, że w wodach spływu powierzchniowego udział DIN z opadu atmosferycznego stanowił 23–87% (przeciętnie około 40%).

Łączny ładunek DIN docierający do podłoża w obszarze miasta Lublin w latach 2009–2011 wyniósł około 700 kg/km²/r. Ładunki jednostkowe DIN, wyniesione w spływie powierzchniowym z analizowanego obszaru, kształtowały się na poziomie 175 kg/km²/r., co stanowiło 1/4 azotu w formie jonowej wprowadzonego przez opady atmosferyczne. Stwierdzono, że azot mineralny z opadów atmosferycznych miał około 40-procentowy udział w ładunku wynoszonych form DIN w spływie powierzchniowym (około 70 kg/km²/r.). Pozostała jego część z opadów atmosferycznych infiltrowała do gleby i brała udział w obiegu biologicznym.

Otrzymane wyniki wskazują, że zawartość azotu mineralnego w wodach opadowych powinna być wykorzystana do prognozowania jego ładunku w spływie powierzchniowym. Informacje te mogą zostać wykorzystane do projektowania systemów redukujących obciążenie biogenami wód spływających powierzchniowo z obszarów miejskich. Ponadto mogą one posłużyć do wstępnej oceny eutrofizacji wód powierzchniowych w obszarach miejskich.

Uwagi końcowe

W podsumowaniu zagadnień związanych z **obiegiem azotu i fosforu** należy podkreślić, że w **przypadku wód rzecznych**, o dominującym **podziemnym zasilaniu**, **zawartość biogenów** jest **limitowana** przez **rolnicze zanieczyszczenia obszarowe**. Z tej przyczyny zmniejszenie transferu azotu i fosforu wprowadzanego do rzek na badanym obszarze praktycznie nie jest możliwe, ponieważ nawożenie jest na stosunkowo niskim poziomie. W przyszłości pewne możliwości upatruje się w zmianie sposobu nawożenia z obszarowego na punktowe (precyzyjne), które obecnie jest na etapie wdrażania w krajach zachodnich. Poziom biogenów można obniżyć przez zmianę struktury użytkowania zlewni z rolniczego

na leśne, jednak i ten sposób – z uwagi na stosunki własnościowe – nie będzie w najbliższym czasie możliwy do zrealizowania. Zmniejszenia puli azotu i fosforu migrującego systemem rzeczny można natomiast upatrywać w poprawie skuteczności funkcjonowania oczyszczalni ścieków oraz ograniczenia ich dopływu z wodami spływu powierzchniowego. W tym celu ważne znaczenie ma wykorzystanie funduszy związanych z krajowym programem oczyszczania ścieków oraz wdrożenie zasad kształtowania użytkowania terenu w dolinach rzecznych i na stokach propagowanych w programach ekohydrologii.

Ważna powinna być zatem świadomość, że obecna **pula wprowadzanego azotu i fosforu do środowiska będzie sprzyjała eutrofizacji wód w przypadku budowy zbiorników zaporowych. Świadomość tego** nieuchronnego procesu **powinna**, na poziomie władz lokalnych, **poprzedzić decyzję o ich budowie.**

Węgiel/dwutlenek węgla

Zarys problemu i cele badawcze

Obserwowany w ostatnim stuleciu znaczny wzrost stężenia dwutlenku węgla w powietrzu atmosferycznym i glebowym jest wiązany głównie z działalnością przemysłową i rolniczą człowieka (Berner, Berner 1996, Prentice i in. 2001). Jednakże pojawiają się wątpliwości, czy oddziaływanie antropogeniczne wywiera większy wpływ na ten proces, czy raczej jest to spowodowane czynnikami naturalnymi (Juda-Rezler 2000, Robinson i in. 2007, Chilingar i in. 2014). W dyskusji o roli tych procesów ważne znaczenie ma poznanie możliwie wszystkich rezerwuarów węgla kształtujących zawartość CO₂ w powietrzu. Główny nurt badań emisji dwutlenku węgla do atmosfery w fazie kontynentalnej dotyczy przede wszystkim obszarów przemysłowych oraz rolniczych i leśnych (Dudziak 1995, Anthoni i in. 2004, Janssens i in. 2005), a także obszarów zasobnych w CO₂ pochodzenia endogenicznego (Ciężkowski [red.] 2002, Werner, Brantley 2003, Żak i in. 2008). Obliczono, że emisja CO₂ z gleby do atmosfery w globalnym obiegu węgla była około 10-krotnie wyższa niż emisja ze spalania paliw kopalnych, która na przełomie wieków kształtowała się na poziomie 5–6 GtC/r. (Prentice i in. 2001, Houghton 2007), a w ostatnich latach jej poziom był oceniany na około 10 GtC/r.

Znacznie słabiej został rozpoznany i zbilansowany strumień dwutlenku węgla biorący udział w kontynentalnym obiegu hydrologicznym (Jing, Yuan 1999, Liu, Zhao 1999, Butman, Raymond 2011, Wang i in. 2013), który oszacowano na poziomie 3GtC/r. (Kessler, Charles 2001, Cole i in. 2007, Battin i in. 2009, Aufdenkampe i in. 2011, IPCC 2013). Z tej wartości odpływ systemem rzeczny do oceanu stanowił około 30%, retencja w wodach podziemnych, bagnach, torfowiskach 30–50%, a wymiana węgla z atmosferą w postaci CO₂ – od kilkunastu do kilkudziesięciu procent. Transfer rozpuszczonego dwutlenku węgla (CO_{2(aq)}) z gleb do wód podziemnych został oszacowany na poziomie 0.2 GtC/r. (Kessler, Charles 2001). Pomijając kwestie związane z dokładnością obliczeń, należy podkreślić znaczenie procesu wymywania dwutlenku węgla z gleb. Odgrywa on podstawową rolę w rozpuszczaniu minerałów węglanowych (dekalkyfikacji gleb i skał) i włączaniu ich produktów do obiegu hydrologicznego (Appelo, Postma 1994, Stumm, Morgan 1996).

Rozpuszczanie węglanu wapnia w warunkach naturalnych zachodzi zgodnie z odwracalną reakcją:



Równanie to opisuje powszechnie występującą w wodach podziemnych i powierzchniowych równowagę węglanową, która określa stan proporcji między formami: HCO_3^- , CO_3^{2-} , $\text{CO}_{2(\text{aq})}$, $\text{CO}_{2(\text{g})}$ (Stumm, Morgan 1996). Formy DIC, występujące w wodach naturalnych, tworzą tzw. układ węglanowy, który decyduje o ich odczynie, rozpuszczaniu i wytrącaniu związków oraz tempie procesów biologicznych (Janiec 1989/1990, Stumm, Morgan 1996, Pulina 1999), a także wpływa na zakwaszenie środowiska (Berner, Berner 1996, Bell, Treshow 2004, Tian, Niu 2015).

Podstawowym celem badań przedstawionych w **trzech publikacjach** (H.4 Chmiel i in. 2015, H.5 Chmiel i in. 2016, H.6 Chmiel i in. 2015) było określenie zawartości rozpuszczonego dwutlenku węgla ($\text{CO}_{2(\text{aq})}$) w poszczególnych etapach obiegu hydrologicznego w zlewni rzecznej i przyczyn jego zróżnicowania, wpływu na odwapnienie gleb (w tym gleb wapnowanych) oraz ocena poziomu degazacji z wód podziemnych do atmosfery. Dodatkowo przedstawiono również jego alokację pod wpływem procesów zachodzących w zbiorniku zaporowym.

Zadanie badawcze realizowano na podstawie pomiarów zawartości DIC (rozpuszczonego węgla nieorganicznego) w obiegu hydrologicznym Wyżyny Lubelskiej i Roztocza (SE Polska) wybranych obiektów hydrograficznych. Główny nacisk położono na pomiary stężenia $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ w opadzie atmosferycznym, glebie, wodach podziemnych i rzecznych oraz analizę zawartości $\text{CO}_{2(\text{g})}$ w powietrzu atmosferycznym i glebowym. W celu identyfikacji źródeł pochodzenia gazowego dwutlenku węgla, $\text{CO}_{2(\text{g})}$ (atmosferyczny, glebowy, endogeniczny) oraz DIC wykonano także pomiary stosunków izotopowych węgla nieorganicznego ($^{13/12}\text{C}$) w $\text{CO}_{2(\text{g})}$ oraz DIC.

Wyniki i ich interpretacja

Badania zawartości dwutlenku węgla w powietrzu atmosferycznym Lublina udokumentowały jego występowanie w zakresie od 0,033 do 0,049% (średnia wartość: 0,041%) oraz wartości $\delta^{13}\text{C}$ w zakresie od -9,5 do -10‰. Notowane przesunięcie $\delta^{13}\text{C}$ w kierunku ujemnych wartości w stosunku do „czystego” powietrza (-8 $\delta^{13}\text{C}$) świadczyło o uwalnianiu do atmosfery lekkiego izotopu pochodzącego z oddychania roślin i gleby (Dudziak 1995). Przeprowadzone pomiary udokumentowały znaczne lokalne zróżnicowanie zawartości dwutlenku węgla w powietrzu atmosferycznym, które nawiązywało do rzeźby terenu. Na wierzchołkach i stokach zawartość $\text{CO}_{2(\text{g})}$ kształtowała się na poziomie 0,04%, a w dolinach rzecznych oraz w obrębie nisz źródłanych była lokalnie nawet dwukrotnie wyższa (H.4 Chmiel i in. 2015, H.6 Chmiel i in. 2015), natomiast wartość $\delta^{13}\text{C}$ w $\text{CO}_{2(\text{g})}$ była poniżej -15‰. Występowanie wysp o podwyższonej zawartości $\text{CO}_{2(\text{g})}$ stwierdzano w miejscach o słabej cyrkulacji powietrza. Na jego gromadzenie przy powierzchni terenu może wpływać wyższy ciężar $\text{CO}_{2(\text{g})}$, niż głównych składników powietrza – azotu ($\text{N}_{2(\text{g})}$) i tlenu ($\text{O}_{2(\text{g})}$).

Z uwagi na zawartość $\text{CO}_{2(\text{g})}$ w powietrzu atmosferycznym na badanym obszarze, jego równoważna wartość w wodzie, zgodnie z prawem Henry'ego, powinna się kształtować na

poziomie od $\sim 0,5 \text{ mg/dm}^3$ do $\sim 1,5 \text{ mg/dm}^3$. Pomierzone stężenie $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ w opadzie atmosferycznym było w zakresie od $<1 \text{ mg/dm}^3$ do 22 mg/dm^3 , przeważnie jednak nie przekraczało 3 mg/dm^3 . W rejonie Warszawy zawartość $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ w wodach opadowych była dwu- i trzykrotnie wyższa (Porowska 2004) niż w Lublinie. Wysokie wartości $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ w wodach opadowych identyfikowano przeważnie w próbkach o niskim odczynie wody, co może wskazywać na jego antropogeniczne pochodzenie. Rozpuszczanie związków alkalicznych, zawartych w pyłach atmosferycznych przy niskim odczynie wód, może stanowić istotne źródło $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ w opadach (Stumm, Morgan 1996).

Zawartość/ciśnienie $\text{CO}_{2(\text{g})}$ w powietrzu glebowym jest efektem oddychania organizmów glebowych i wielokrotnie przewyższa stężenie $\text{CO}_{2(\text{g})}$ w powietrzu atmosferycznym (Dudziak, Hałas 1996, Andrews, Schlesinger 2001, Anthoni i in. 2004, Szaran i in. 2005, Chirinda i in. 2014). W powietrzu glebowym na obszarze wyżynnym Lubelszczyzny zawartość $\text{CO}_{2(\text{g})}$ kształtowała się w zakresie 0,13–2,22% (**H.6** Chmiel i in. 2015), a $\delta^{13}\text{C}$ od około -19‰ do około -24‰. Wzrostowi zawartości $\text{CO}_{2(\text{g})}$ w powietrzu glebowym odpowiadał spadek wartości $\delta^{13}\text{C}$. Należy podkreślić, że badane gleby praktycznie były pozbawione minerałów typu kalcyt czy dolomit.

Zmienność poziomu $\text{CO}_{2(\text{g})}$ w powietrzu glebowym wynikała ze zmian temperatury gleby oraz jej wilgotności (**H.5** Chmiel i in. 2016), podobne relacje były zaobserwowane i opisane również w pracy Dudziaka (1995). Najniższe wartości rejestrowano w okresie zimowym, a najwyższe – podczas wzmożonej wegetacji. Wymywanie $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ z gleb do wód podziemnych notowano w okresie infiltracji wód z gleby, które miało miejsce po roztopach i obfitych opadach deszczu (**H.4** Chmiel i in. 2015). Istotny wpływ na zawartość $\text{CO}_{2(\text{g})}$ w powietrzu glebowym miała także forma użytkowania gruntów. W glebach na gruntach ornych poziom dwutlenku węgla był prawie dwukrotnie wyższy niż w glebach obszarów leśnych.

Obliczone, na podstawie zawartości $\text{CO}_{2(\text{g})}$ w powietrzu glebowym, stężenie $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ w wodzie glebowej kształtowało się na poziomie $3\text{--}51 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (**H.6** Chmiel i in. 2015). Taka wartość $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ może teoretycznie rozpuścić około 280 mg CaCO_3 , co oznacza stężenie jonu HCO_3^- na poziomie 340 mg/dm^3 i Ca^{2+} 110 mg/dm^3 . W wodach glebowych notowano niskie zawartości DIC, a główną formę jego występowania stanowił $\text{CO}_{2(\text{aq})}$. Bardzo niski udział węglanów w środowisku badanych gleb wskazywał na ich odwapnienie, co istotnie wpływa na ich efektywne wykorzystanie do celów produkcyjnych (Kern 1985, Hołubowicz-Kliza 2006, Filipek, Skowrońska 2013). Do poprawy wartości użytkowych gleb niezbędne jest zatem ich wapnowanie. Przy zalecanej dawce zazwyczaj około 3000 kg/ha CaO na 4 lata (Krasowicz i in. 2011) może zostać wymyte poza profil glebowy ponad 20% dawki nawozu (**H.5** Chmiel i in. 2016). Wykonane badania wskazują na potrzebę uwzględniania w poziomie wapnowania gleb składowej wynikającej z wymycia Ca poza profil glebowy. Zawartość $\text{CO}_{2(\text{g})}$ w powietrzu glebowym może zostać wykorzystana do oceny poziomu wymycia Ca z gleb wapnowanych (**H.5** Chmiel i in. 2016).

Gleba jest powszechnie uznawana za główne źródło pochodzenia dwutlenku węgla w wodach podziemnych strefy drenażu rzecznej. Na podstawie badań w rejonie Wygnanowic k. Piask (SE Polska) wskazano, że lokalnym źródłem dodatkowego $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ w wodach podziemnych mogą być przemiany biochemiczne materii organicznej, zachodzące

poza profilem glebowym, np. w glebach czy torfach kopalnych (**H.4** Chmiel i in. 2015). Świadczyły o tym wartości $\delta^{13}\text{C}$ w DIC poniżej -20‰, które znacznie odbiegały od wartości $\delta^{13}\text{C}$ (od -11 do -16 ‰) notowanych w wodach podziemnych obszaru wyżynnego Lubelszczyzny (Staniaszek i in. 1986).

W wodach krążących w litych skałach węglanowych przeciętne stężenie DIC wynosiło $\sim 50 \text{ mg/dm}^3$, a udział węgla z $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ – do kilkunastu procent. Wartości $\delta^{13}\text{C}$ w wodzie wypływającej ze skał węglanowych były w zakresie od -12 do -15‰. Główną formę występowania DIC w wodach gruntowych skał węglanowych stanowił jon wodorowęglanowy (**H.4** Chmiel i in. 2015, **H.5** Chmiel i in. 2016). Sezonowe zmiany stężenia $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ w źródłach szczelinowo-warstwowych kształtowały się na poziomie kilku mg/dm^3 , przy czym wyższą zmienność notowano w okresie aktywnym hydrologicznie (sezonie wegetacyjnym). W przypadku wód drenujących utwory zasobne w węglany wody miały stan zbliżony do osiągnięcia równowagi względem fazy mineralnej kalcytu ($\text{SI}_{\text{calcite}}$ około 0).

Badania wykazały również, że zróżnicowanie przestrzenne stężenia $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ w wodach podziemnych głównego poziomu wodonośnego nawiązywało do wykształcenia litologicznego skał, a nie do typu gleb. Wysokie wartości $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ ($>30 \text{ mg/dm}^3$) notowano w obszarach występowania skał typu kreda piszcząca, margiel i less, a niższe wartości ($<30 \text{ mg/dm}^3$) notowano w obszarach skał typu opoka, geza i wapień.

W rzekach stężenie $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ kształtowało się przeważnie poniżej 15 mg/dm^3 (średnio $\sim 8 \text{ mg/dm}^3$), a $\delta^{13}\text{C}$ osiągały wartości na poziomie zbliżonym do źródeł drenujących masyw węglanowy. Spadek wartości $\delta^{13}\text{C}$ był obserwowany w okresach dużej zasobności rzeki w wodę z odpływu podziemnego, co interpretowano wzrostem stężenia $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ wymywanego z gleb. Wskaźnik nasycenia wód rzecznych względem kalcytu kształtował się na poziomie od $\text{SI}_{\text{cal}} +0,5$ do $\text{SI}_{\text{cal}} +1$ – informował zatem o potencjalnej możliwości wytrącania z nich węglanu wapnia. Proces wytrącenia węglanów w wodach rzecznych nie był jednak obserwowany, na co we wcześniejszych badaniach zwracał uwagę Janiec (1989/1990). Wytrącenia węglanów rejestrowano natomiast w zbiorniku zaporowym Zalew Zemborzycki, gdzie wskaźnik nasycenia wód osiągał wartości w zakresie od $\text{SI}_{\text{cal}} +1$ do $\text{SI}_{\text{cal}} +2$. W sezonie wegetacyjnym redukcja węglanów w zbiorniku dochodziła do $100 \text{ mg/dm}^3 \text{ CaCO}_3$, a w sezonie zimowym była o połowę niższa (Chmiel i in. 2012, Chmiel 2015, Chmiel i in. 2015, Michalczyk i in. 2015). Średnio w zbiorniku deponowane było prawie 15 tys. t CaCO_3 w ciągu roku ($\sim 1800 \text{ t/r. DIC}$). O intensywnej depozycji węglanów w zbiorniku świadczyły wyniki badań osadów dennych, w których zawartość CaCO_3 przekraczała miejscami 50% ich suchej masy (Rodzik i in. 2009).

W wodach rzecznych stężenie $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ było przeważnie niższe o około 60% niż w wodach podziemnych. Ta relacja wskazywała na wymianę gazową CO_2 między hydrosferą a atmosferą, zachodzącą w fazie powierzchniowego odpływu wody. Proces ten wynikał z niższego ciśnienia parcjalnego dwutlenku węgla w atmosferze niż w górotworze, co określa prawo Henry'ego (Stumm, Morgan 1996).

Różnicę stężeń $\text{CO}_{2(\text{aq})}$ między jego zawartością w wodach źródłanych, drenujących główny poziom wodonośny, a zawartością w wodach rzecznych wykorzystano do oceny poziomu degazacji dwutlenku węgla rozpuszczonego w wodzie do atmosfery. Wody podziemne zasobne $\text{CO}_{2(\text{aq})}$, przez drenaż korytowy i źródłany zasilają rzeki, z których

następuje degazacja $\text{CO}_{2(g)}$ do atmosfery. Związana z tym procesem **emisja dwutlenku węgla z wód węglanowych Wyżyny Lubelskiej i Rostocza** została oszacowana na poziomie **50 tys. t/r**. Wartość ta stanowiła około **1% emisji antropogenicznej dwutlenku węgla** z zakładów uciążliwych dla środowiska w województwie lubelskim.

Uwagi końcowe

W podsumowaniu badań związanych z obiegiem węgla/dwutlenku węgla w cyklu hydrologicznym należy stwierdzić, że w celu prawidłowej interpretacji procesów zachodzących w wodach podziemnych i rzecznych ważne znaczenie mają badania DIC uzupełnione badaniami izotopowymi $\delta^{13}\text{C}$. Znajomość form występowania DIC w wodzie, stężeń $\text{CO}_{2(g)}$ w powietrzu atmosferycznym i glebowym oraz stosunku stabilnych izotopów węgla $^{13/12}\text{C}$ stanowi cenne źródło informacji w poznaniu dróg krążenia wody, interpretacji ich anomalnych wartości, identyfikacji ewentualnych ognisk zanieczyszczeń oraz identyfikacji współcześnie zachodzących zmian klimatycznych.

Zawartość $\text{CO}_{2(g)}$ w powietrzu glebowym obszarów użytkowanych rolniczo może zostać wykorzystana do oceny poziomu dekalcyfikacji gleb oraz tempa ich zakwaszenia. Z uwagi na potencjalne możliwości pozyskiwania gazu z łupków, jednym z przejawów zmian środowiskowych w rejonie ich eksploatacji (np. na obszarze Lubelszczyzny) może być wzrost stężenia CO_2 w wodach podziemnych i powietrzu glebowym pochodzenia endogenicznego. Uzyskane wyniki pozwalają na identyfikację procesów determinujących pochodzenie DIC, a zatem i rozpoznanie przyczyn anomalnych stężeń CO_2 w obiegu podziemnym i powierzchniowym.

Uzyskane wyniki można wykorzystać do obliczeń naturalnego strumienia CO_2 do atmosfery z wód krążących w fazie kontynentalnej klimatu umiarkowanego. Badania obiegu węgla w cyklu hydrologicznym dostarczają również dodatkowych danych do dyskusji o skali zmian klimatycznych, ocenianych głównie jako efekt cieplarniany.

Metale ciężkie

Zarys problemu i cele badawcze

Do negatywnych skutków rozwoju cywilizacji należy zaliczyć rozprzestrzenianie się metali ciężkich. Mogą one pochodzić z dwóch rodzajów źródeł: naturalnych i antropogenicznych. Ich naturalne pochodzenie wiąże się głównie z erupcją wulkanów, wietrzeniem skał, procesami glebotwórczymi, pożarami lasów i parowaniem oceanów. Antropogeniczne zanieczyszczenie środowiska tymi pierwiastkami jest efektem przede wszystkim spalania paliw oraz przemysłu wydobywczego powiązanego z hutnictwem (Migaszewski, Gałuszka 2007). Z uwagi na przeważnie negatywne oddziaływanie metali ciężkich na człowieka niezbędne jest monitorowanie ich poziomu w wodach konsumpcyjnych (Witczak i in. 2013). Dotyczy to zwłaszcza działalności górniczej związanej z wydobyciem gazu łupkowego, gdzie ujęcia wód podziemnych znajdują się często w sąsiedztwie takich odwiertów. W procesie pozyskiwania gazu jest wykorzystywany płyn z dodatkami chemicznymi, który w przypadku awarii może spowodować zanieczyszczenie wód, w tym metalami ciężkimi (Macuda 2010, Vidic i in. (2013).

W ramach rozpoznania złóż gazu łupkowego oraz oceny jego zasobów został wykonany w zlewni górnej Sanny głęboki otwór geologiczny Frampol 1 (SE Polska). W jego rejonie prowadzono badania składu chemicznego wód, ze szczególnym uwzględnieniem metali ciężkich (H.7 Chabudziński i in. 2015). Do poszukiwań ewentualnych symptomów zanieczyszczenia wód wykorzystano lokalny system drenażu w zlewni górnej Sanny. Obejmował on wody glebowe na odpływie z drenu, wody gruntowe poziomu zawieszonego i głównego wypływające w źródłach oraz wody rzeczne. Lokalizacja punktów poboru próbek wody umożliwiła ocenę zróżnicowania przestrzennego i pionowego stężenia metali ciężkich strefy potamicznej oraz ich zmienności sezonowej. Były to pierwsze badania w rejonie odwiertu badawczo-eksploatacyjnego przeprowadzone na tym obszarze niezależnie od wykonawcy.

Wyniki badań i ich interpretacja

Wody podziemne i powierzchniowe w zlewni górnej Sanny charakteryzowały się stosunkowo niskim stężeniem metali ciężkich, w tym uznawanych za najbardziej toksyczne Pb, Cd, Ni i Co (H.7 Chabudziński i in. 2015). Zróżnicowanie między poszczególnymi punktami pomiarowymi wynikało z warunków środowiskowych obiegu wody, zwłaszcza jej fazy, formy zagospodarowania terenu oraz czynników hydrometeorologicznych.

Na zawartość Sr, Ba, Fe, Mn, Al, Zn, Rb główny wpływ miały warunki geochemiczne zlewni górnej Sanny, zasobnej w minerały węglanowe, glinokrzemianowe, tlenki i wodorotlenki żelaza oraz minerały ilaste (Wyrwicka 1977, Wyrwicki 1984). W wodach drenarskich i rzecznych stężenie Al, Fe, Mn było regulowane przez kwaśny odczyn środowiska glebowego, wietrzenie minerałów glinokrzemianowych oraz absorpcję metali przez minerały ilaste i substancję humusową (Appelo, Postma 1999). Ważne znaczenie w przypadku wód drenarskich i rzecznych miały także zmienne warunki oksydacyjno-redukcyjne wód glebowych i aluwialnych spowodowane czynnikiem hydrometeorologicznym (Hem 1985, Maciejewska A. 2003). Wody te były najbardziej podatne na zanieczyszczenia antropogeniczne pochodzenia obszarowego (rolniczego i atmosferycznego) oraz punktowe zrzuty ścieków. W wodach drenarskich wzrost stężenia Ti, Co, Cu, Cd, Cr, Ba następował podczas okresowego dopływu do drenu wód z drogi asfaltowej. W przypadku wód rzeki Sanny notowano przeważnie wyższe stężenie metali ciężkich w czasie zasilania podziemnego rzeki, mimo że w wodach głównego zbiornika wód podziemnych ich stężenie było niskie. Może to wskazywać na punktowe ogniska zanieczyszczeń koryta rzeczного. W przypadku pierwiastków Sc, V, Rb, Ba, U – ich stężenie było wyższe w czasie wezbrań.

Jakość badanych wód z uwagi na niską zawartość metali ciężkich można uznać za dobrą. Zakres zmienności poszczególnych pierwiastków mieścił się w normatywach określonych dla wód pitnych zarówno w ustawodawstwie polskim (RMZ 2010), jak i w przepisach WHO (2004). Dobra jakość wód podziemnych głównego poziomu wodonośnego Wyżyny Lubelskiej i Roztocza od wielu lat nie zmienia się i stanowi istotny walor tego obszaru (Chibowski i in. 1998, Chmiel, Michalczyk 2003).

Uwagi końcowe

W podsumowaniu należy stwierdzić, że w rejonie odwiertu poszukiwawczego gazu łupkowego Frampol 1 nie stwierdzono zanieczyszczenia wód podziemnych

i powierzchniowych metalami ciężkimi. Zachowanie dobrej jakości wód konsumpcyjnych na tym obszarze może mieć podstawowe znaczenie w rozwoju tego sektora paliwowego. Wody podziemne występują tu bowiem w szczelinowo-porowych skałach węglanowych, których nawet lokalne zanieczyszczenie może mieć znaczenie regionalne, gdyż spękany maszyn skalny predysponuje do migracji zanieczyszczeń na dalekie obszary.

W monitoringu hydrosfery w obszarach pozyskiwania gazu łupkowego odpowiedzialność za stan środowiska nie powinna się kończyć na etapie zamknięcia otworu badawczego czy eksploatacyjnego, ponieważ zmiany jakości wody mogą mieć charakter długookresowy. Dla ochrony zasobów wodnych ważne znaczenie ma zatem odpowiednie unormowanie prawne udzielania koncesji oraz wymogi utrzymania odwiertu w dobrym stanie technicznym, również po zakończeniu eksploatacji.

Znaczenie aplikacyjne uzyskanych wyników

Wyniki badań mogą zostać implementowane na poziomie ogólnym do:

- oceny stanu środowiska wodnego,
- ochrony wód przed zanieczyszczeniami,
- tworzenia i weryfikacji planów gospodarowania wodną,
- oceny wpływu emisji dwutlenku węgla z wód na zmiany klimatyczne.

Na poziomie szczegółowym mogą zostać wykorzystane:

- w projektowaniu systemów redukujących obciążenie biogenami wód,
- do projektowania zbiorników zaporowych oraz metod ich ochrony i rekultywacji,
- w dokumentacjach oceny oddziaływania na środowisko zbiorników zaporowych,
- oceny poziomu dekalcyfikacji gleb oraz tempa ich zakwaszenia,
- wpływu degazacji dwutlenku węgla na zmiany jakości wód.
- oceny wpływu poszukiwań gazu łupkowego na stan środowiska wodnego.

Literatura:

- Allan J.D., 1998: *Ekologia wód płynących*. PWN, Warszawa, 450.
- Andrews J.A., Schlesinger W.H., 2001: *Soil CO₂ dynamics, acidification, and chemical weathering in a temperate forest with experimental CO₂ enrichment*. *Global Biogeochemical Cycles*, 15(1), 149–162.
- Anthoni P.M., Knohl A., Rebmann C., Freibauer A., Mund M., Ziegler W. i in., 2004: *Forest and agricultural land-use-dependent CO₂ exchange in Thuringia, Germany*. *Global Change Biology*, 10(12): 2005–2019. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2004.00863.x.
- Appelo C.A., Postma D., 1999: *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. Balkema, Rotterdam, Brookfield, 536.
- Aufdenkampe A.K., Mayorga E., Raymond P.A., Melack J.M., Doney S.C., Alin S.R. i in., 2011: *Riverine coupling of biogeochemical cycles between land, oceans, and atmosphere*. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 53–60. DOI: 10.1890/100014.
- Bajkiewicz-Grabowska E., 2002: *Obieg materii w systemach rzeczno-jeziornych*. UW WiSR, Warszawa, 274.
- Battin T.J., Luysaert S., Kaplan L.A., Aufdenkampe A.K., Richter A., Tranvik L.J., 2009: *The boundless carbon cycle*. *Nature Geoscience*, 2, 598–600. DOI: 10.1038/ngeo618.
- Bell J.N.B., Treshow M., 2004: *Zanieczyszczenie powietrza a życie roślin*. Wyd. Nauk.-Tech. Warszawa, 526.

- Berner E.K., Berner R.A., 1996: *Global Environmental: Water, Air and Geochemical Cycles*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 376.
- Butman D., Raymond P.A., 2011: *Significant efflux of carbon dioxide from streams and rivers in the United States*. Nature Geoscience, DOI: 10.1038/NGEO1294.
- Chibowski S., **Chmiel S.**, Michalczyk Z., Solecki J., Szczypa J., 1998: *Monitoringowe badania stanu jakości wód oraz skażeń radiochemicznych gleb i roślinności Roztocza*. Przegląd Geologiczny. 46, 873–880.
- Chilingar G.V., Sorokhtin O.G., Khilyuk L.F., Liu M., 2014: *Do increasing contents of methane and carbon dioxide in the atmosphere cause global warming?* Atmospheric and Climate Sciences, 4, 819–827, DOI: 10.4236/acs.2014.45072.
- Chirinda N., Plauborg F., Heckrath G., Elsgaard L., Thomsen K.I., Olesen J., 2014: *Carbon dioxide in arable soil profiles: a comparison of automated and manual measuring system*. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 45(9), 1278–1291.
- Ciężkowski W. (red.), 2002: *Występowanie, dokumentowanie i eksploatacja endogenicznego dwutlenku węgla w Polsce. Poradnik metodyczny*. WTN, Wrocław, 221.
- Ciupa T., 2009: *Wpływ zagospodarowania terenu na odpływ i transport fluwialny w małych zlewniach na przykładzie Sufragańca i Silnicy*. Wyd. Uniw. H.-P. J. Kochanowskiego, Kielce, 251.
- Cole J.J., Prairie Y.T., Caraco N.F., McDowell W.H., Tranvik L.J., Striegl R.G. i in., 2007: *Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget*. Ecosystems, 10, 171–184. DOI:10.1007/s10021-006-9013-8.
- Chmiel S.**, 2002: *Wpływ użytkowania terenu na zawartość mineralnych form azotu w wodach podziemnych Wyżyny Lubelskiej i Roztocza*. Prace Instytutu Geografii Akademii Świętokrzyskiej, 7, 165–172.
- Chmiel S.**, 2006: *Formy występowania azotu mineralnego w obiegu hydrologicznym zlewni górnego Wieprza*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, 513, 49–54.
- Chmiel S.**, 2015, referat: *Wpływ zbiornika zaporowego na trofię wód rzecznych oraz formy transportu biogenów (rzeka Bystrzyca, SE Polska)*. XL Międzynarodowe Seminarium Naukowo-Techniczne „Chemistry for Agriculture”. Karpacz, 29.11–02.12.2015.
- Chmiel S.**, Głowacki S., Gluza Z., Michalczyk Z., **2012**: *Właściwości fizyczno-chemiczne wód*. [w:] Ocena warunków występowania wody i tworzenia się spływu powierzchniowego w Lublinie. Badania hydrograficzne w poznawaniu środowiska. T. X, Wyd. UMCS, Lublin, 212–231.
- Chmiel S.**, Głowacki S., Hałas S., Maciejewska E., Trembaczowski A., **2015**: *Formy migracji rozpuszczonego węgla nieorganicznego, Jako wskaźnik oddziaływań naturalnych i antropogenicznych w zlewni rzecznej*. Materiały konferencyjne Kongresu Geografów Polskich „Granice Geografii”, 17–21 czerwca 2015 r., Lublin.
- Chmiel S.**, Maciejewska E., Michalczyk Z., 2009: *Hydrochemical characteristics of a spring snowmelt flood in the Upper Wieprz River basin (Roztocze region) in year 2006*. Journal of Water and Land Development, 13b, 57–67.
- Chmiel S.**, Michalczyk Z., 2003: *Aktualny stan hydrochemiczny wód źródłanych Wyżyny Lubelskiej i Roztocza*. Współczesne Problemy Hydrogeologii, 11(2), 65–71.
- Chmiel S.**, Piszcz J., 2004: *Wpływ użytkowania zlewni na zawartość azotanów, chlorków i siarczanów na przykładzie wybranych źródeł*. [w:] Badania geograficzne w poznaniu środowiska. Wyd. UMCS, Lublin, 278–282.
- Dobrowolski R., Rodzik J., Pietruczuk J., Lata L., 2015: *Rozpoznanie geologiczne osadów dennych i struktura podłoża Ziornika Zemborzyckiego. Zalew Zemborzycki w Lublinie – szanse i zagrożenia*. Urząd Miasta Lublin, 49–62.
- Dojlido J.R., 1995: *Chemia wód powierzchniowych*. Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok, 342.
- DR 91/676/EWG, Dyrektywa Rady z dnia 12 grudnia 1991 r. *dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego*.
- DR 91/271/EWG, Dyrektywa Rady z dnia 21 maja 1991 r. *dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych*.
- Dudziak A., 1995: *Czasowa zmienność $^{13}\text{CO}_2/^{12}\text{CO}_2$ powietrza glebowego*. Politechnika Lubelska. Wyd. Uczelniane, Lublin, 122.
- Dudziak A., Hałas S., 1996: *Diurnal cycle of carbon isotope ratio in soil CO_2 in various ecosystems*. Plant Soil, 183, 291–299.

- Filipek M., Skowrońska M., 2013: *Aktualne dominujące przyczyny oraz skutki zakwaszenia gleb użytkowanych rolniczo w Polsce*. Acta Agrophysica, 20(2), 283–294.
- Galicka W., Lesiak T., Rakowska B., 1998: *Dynamics of blue-green alga development in Sulejów Dam Reservoir*. Oceanological Studies, 1, 21–26.
- Global Carbon Project [online]. Dostępny w internecie: www.globalcarbonproject.org/index.htm [dostęp: 07.09.2014].
- Górnjak A. (red.), 2006: *Ekosystem zbiornika Siemianówka w latach 1990–2004 i jego rekultywacja*. Uniwersytet w Białymstoku, 236.
- Grabarczyk K., Gwoździej-Mazur J., 2005: *Analiza zanieczyszczeń ścieków opadowych ze zlewni zurbanizowanych*. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska, PAN, 32.
- Gruca-Rokosz R., 2013: *Stan troficzny zbiornika zaporowego Rzeszów*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich. JCEEA, XXX, 60(3/13), 279–291.
- Helcom, 2013: *Review of the Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation for the 2013 HELCOM Ministerial Meeting* [online]. Baltic Sea Environment Proceedings. No. 141. ISSN 0357-2994 pp. 49 [Access 07.09.2014]. Available at: <http://helcom.fi/Lists/Publications/BSEP141.pdf>.
- Hem J.D., 1985: *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water*. U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2254, 264.
- Hołubowicz-Kliza G., 2006: *Wapnowanie gleb w Polsce*. Wyd. IUNG-PIB, Puławy, 61.
- Houghton R.A., 2007: *Balancing the global carbon budget*. Annual Review of Earth and Planetary Sciences, 35, 313–347. DOI:10.1146/annurev.earth.35.031306.140057.
- H.1 Chmiel S., Maciejewska E., 2009: The share of precipitation nitrogen in the river discharge of the Upper Wieprz River (Roztocze, SE Poland). Ecological Chemistry and Engineering A, 16, 8, 909–916.**
- H.2 Chmiel S., Głowacki S., Michalczyk Z., Sposób J., 2009: Some issues in the assessment of eutrophication of river waters as a consequence of the construction of a storage reservoir (on the example of the Bystrzyca River). Ecohydrology & Hydrobiology, 9, 2-4, 175–2179.**
- H.3 Chmiel S., 2016: Udział azotu mineralnego z opadów atmosferycznych w spływie powierzchniowym z obszaru zurbanizowanego. Przemysł Chemiczny, 95, 8, 1574–1579.**
- H.4 Chmiel S., Hałas S., Janusz J., Głowacki S., Trembaczowski A., 2015: Badania zmian ilościowych i jakościowych rozpuszczonego węgla nieorganicznego w strefie drenażu rzeczno. Przemysł Chemiczny, 94, 6, 994–998.**
- H.5 Chmiel S., Hałas S., Głowacki S., Sposób J., Maciejewska E., Trembaczowski A., 2016: Concentration of soil CO₂ as an indicator of decalcification rate after limning treatment: A case study in the Lublin Upland and Roztocze. International Agrophysics, 30, 2, 143–150.**
- H.6 Chmiel S., Hałas S., Pieńkos T., Głowacki S., Maciejewska E., Polkowska Ż., Sposób J., Trembaczowski A., 2015: CO₂ emission to the atmosphere from carbonate waters: the study case of the Lublin Upland and Roztocze regions. Ecological Chemistry and Engineering S, 22, 4, 499–511.**
- H.7 Chabudziński Ł., Chmiel S., Michalczyk Z., 2015: Metal content in the waters of the upper Sanna River catchment (SE Poland): condition associated with drilling of a shale gas exploration wellbore. Environmental Earth Sciences, 74, 9, 6681–6691.**
- Igras J., Kopiński J., Lipiński W., 2003: *Nutrient balances in Polish agriculture*. Ann. Polish Chem. Soc., 2/II, 713–718.
- IPCC, 2013: *Carbon and other Biogeochemical Cycles* [online]. Final Draft Underlying Scientific-Technical Assessment. Dostępny w internecie: www.ipcc.ch/pdf/press/ipcc_leaflets_2010/ipcc_ar5_leaflet.pdf [dostęp: 07.09.2014].
- Jachniak E., 2013: *Związki biogenne a proces eutrofizacji wód Goczałkowickiego zbiornika wodnego*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 3/III/2013, 31–48.
- Janiec B., 1989/1990: *Układy węglanowe a depozycje CaCO₃ w wodach naturalnych Roztocza Zachodniego (SE Polska)*. Annales UMCS, Sec. B, XLIV/XLV, Lublin, 145–167.
- Janssens I.A., Freibauer A., Schlamadinger B., Ceulemans R., Ciais P., Dolman A.J. i in., 2005: *The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale – an European case study*. Biogeosciences, 2, 15–26. DOI: 10.5194/bg-2-15-2005.
- Jing Z.C., Yuan D.X., 1999: *CO₂ source-sink in karst processes in karst areas of China*. Episodes, 22, 1, 33–35.

- Juda-Rezler K., 2000: *Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na środowisko*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa, 243.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 1999: *Biogeochemia pierwiastków śladowych*. WN PWN, Warszawa, 398.
- Kajak Z., 2001: *Hydrobiologia-limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych*. PWN, Warszawa, 360.
- Kasza H., 2009: *Zbiorniki zaporowe. Znaczenie – eutrofizacja – ochrona*. Wyd. Akademii Techniczno-Humanistycznej, Bielsko-Biała, 366.
- KDPR, 2004: *Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej*. MRiRW, Warszawa, 96.
- Kern H., 1985: *Odczyn i zawartości węglanu wapnia w glebach użytków rolniczych gleb Polski*. IUNG. R. 201, Puławy, 97.
- Kesler T.J., Charles F.H., 2001: *The global flux of carbon dioxide into groundwater*. Geophysical Research Letters, 28(2), 279–282.
- Kowalczyk E., 2010: *Trophic state assessment of Dobczyce Reservoir*. Geomatics and Environmental Engineering, 4, 4, 97–104.
- KPOŚK, *Krajowy program oczyszczania ścieków komunalnych* [online]. Dostępny w internecie: www.kzgw.gov.pl/pl/Krajowy-program-oczyszczania-sciekow-komunalnych.html [dostęp: 07.09.2014].
- Krasowicz S., Oleszek W., Horabik J., Dębicki R., Jankowiak J., Stuczyński T., Jadczyński J., 2011: *Racjonalne gospodarowanie środowiskiem glebowym Polski*. Polish Journal of Agronomy, 7, 43–58.
- Królikowska J., Królikowski A., 2012: *Wody opadowe. Odprowadzanie, zagospodarowanie, podczyszczanie i wykorzystanie*. Wyd. Seidel-Przewiecki, 368.
- Liu Z., Zhao J., 1999: *Contribution of carbonate rock weathering to the atmospheric CO₂ sink*. Environmental Geology, 39, 9, 1053–1058. DOI: 10.1007/s002549900072.
- Maciejewska A., 2003: *Problematyka rekultywacji gleb zanieczyszczonych metalami ciężkimi w świetle literatury*. [w:] *Obieg Pierwiastków w Przyrodzie. Monografia. T. II*. Dział Wydawnictw IOŚ, Warszawa, 539–550.
- Macioszczyk A., Dobrzyński D., 2002: *Hydrogeochemia strefy aktywnej wymiany wód podziemnych*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 448.
- Macuda J., 2010: *Environmental aspects of unconventional gas production*. Przegląd Geologiczny, 58, 266–270.
- Mazurkiewicz-Boroń G., Starmach J., 2009: *Konsekwencje przyrodnicze przegradzania rzek. Chrońmy Przyrodę Ojczyzn*, 65, 2, 83–92.
- Meybeck M., 2003: *Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes*. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 358, 1935–1955. DOI 10.1098/rstb.2003.1379.
- Michalczyk Z. (red.), 2012: *Ocena warunków występowania wody i tworzenia się spływu powierzchniowego w Lublinie. Badania hydrograficzne w poznawaniu środowiska*. Wyd. UMCS, Lublin, 268.
- Michalczyk Z., Chmiel S., Głowacki S., 2015: *Hydrologiczna rola Zalewu Zemborzyckiego*. [w:] *Zalew Zemborzycki w Lublinie - szanse i zagrożenia*. Urząd Miasta Lublin, 16-28.
- Migaszewski Z.M., Gałuszka A., 2007: *Podstawy geochemii środowiska*. WNT, Warszawa, 574.
- Nowakowska-Błaszczuk A., Zakrzewski J., 1996: *Zagospodarowanie wód opadowych z terenów zurbanizowanych w świetle ochrony jakości i zasobów wód*. Materiały VII Ogólnopolskiego Seminarium Naukowo-Technicznego „Ochrona jakości i zasobów wód. Zasady racjonalnej gospodarki wodą”. Zakopane, 1996, 223.
- Ociepa-Kubicka A., Ociepa K., 2012: *Toksyczne oddziaływanie metali ciężkich na rośliny, zwierzęta i ludzi*. Inżynieria i Ochrona Środowiska, 15, 2, 169–180.
- Oltmann R.N., Shulters M.V., 1989: *Rainfall and runoff quantity and quality characteristics of urban land-use catchments in Fresno, California, October 1981 to April 1983*. U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2335, 113.
- Osmólska-Mróż B., 1992: *Ocena ładunków zanieczyszczeń odprowadzanych w ściekach opadowych*. Gospodarka Wodna, 4, 89–91.
- OŚ, 2014: *Ochrona Środowiska, 2014: Informacje i opracowania statystyczne* [online], GUS, Warszawa, Dostępny w internecie: www.stat.gov.pl [dostęp: 07.09.2014].

- Pawlik-Skowrońska B., Skowroński T., Pirszel J., Adameczyk A., 2004: *Relationship between cyanobacterial bloom and anatoxin-a and microcystin occurrence in the eutrophic dam reservoir (SE Poland)*. Pol. J. Ecol., 52, 4, 479–490.
- Pęczuła W., Suchora M., 2011: *Analiza przyczyn występowania złej jakości wody w zbiorniku retencyjnym w Kraśniku w pierwszych latach jego funkcjonowania*. Prz. Nauk. Inż. Kszt. Środ., 54, 321–32.
- Pope M., Bevans E., 1987: *Relation of Urban Land-Use and Dry-Weather, Storm, and Snowmelt Flow Characteristics to Stream-Water Quality, Shunganunga Creek Basin, Topeka, Kansas*. U.S. Geological Survey, Water-Supply, Paper 2283, Washington, 39.
- Porowska D., 2004: *Zawartość rozpuszczonego tlenu i dwutlenku węgla w wodach podziemnych wybranych środowisk hydrogeochemicznych*. Mon. Kom. GW PAN, z. 24, Warszawa, 1–142.
- POŚ, 2001: Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. – *Prawo ochrony środowiska* (Dz.U. z 2001 r., nr 62, poz. 627).
- Prentice I.C., Farquhar G.D., Fasham M.J.R., Goulden M.L., Heimann M., Jaramillo V.J., Khesghi H.S., LeQuéré C., Scholes R.J., Wallace D.W.R., 2001: *The carbon cycle and atmospheric carbon dioxide*. [In:] *Climate Change. The Scientific Basis, Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press, 185–237.
- Pulina M., 1999: *Kras. Formy i procesy*. Wyd. Uniw. Śl., Katowice, 375.
- PW: Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. – *Prawo wodne* (Dz.U. z 2005 r., nr 239, poz. 2019).
- Radwan S. (red.), 2006: *Zalew Zembrzycki. Struktura ekologiczna, antropogeniczne zagrożenia i ochrona*. Monografia przyrodnicza. PAN Oddział w Lublinie, Lublin, 98.
- RDW, *Ramowa Dyrektywa Wodna 2000/60/WE z dnia 23 października 2000 r.*
- Raporty o stanie środowiska województwa lubelskiego w latach 2008–2012 [online]. Dostępny w internecie: www.wios.lublin.pl/srodowisko [dostęp: 07.09.2014].
- RMŚ, 2002: Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23 grudnia 2002 r. w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych (Dz.U. z 2002 r., nr 241, poz. 2093).
- RMŚ, 2014: Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 22 października 2014 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. z 2014 r. poz. 1482).
- RMZ, 2010: Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 20 kwietnia 2010 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz.U. 2010.72.466).
- Robinson A.B., Robinson Z.W., Sonn W., 2007: *Environmental effects of increased atmospheric carbon dioxide* [online]. Journal of the American Physicians and Surgeons, 3, 79–90. Dostępny w internecie: www.oism.org/pproject/s33p36.htm [dostęp: 07.09.2014].
- Rodzik J., Dobrowolski R., Melke J., 2009: *Estimation of kind, amount and mechanism of sedimentation in the Zembrzyce Reservoir near Lublin*. Teka Komisji Kształtowania Środowiska Przyrodniczego, VI, 169–173.
- Sapek A., Sapek B., Pietrzak S., 2002: *Obieg i bilans azotu w rolnictwie polskim*. Nawozy i Nawożenie, 1, 100–121.
- Sender J., Demetraki-Paleolog A., 2013: *Ecotones in estuary zone of the Bystrzyca River close to the Zembrzycki Reservoir – delimitation, classification and valorization*. Teka Komisji Kształtowania Środowiska Przyrodniczego, X, 380–390.
- Sobolewski W., 2012: *Ocena spływu zanieczyszczeń z obszaru Lublina*. [w:] *Ocena warunków występowania wody i tworzenia się spływu powierzchniowego w Lublinie. Badania Hydrograficzne w Poznawaniu Środowiska*. T. X, Wyd. UMCS, Lublin, 232–238.
- Solis M., 2007: *Phytoplankton of the dam reservoir Zalew Zembrzycki. A phenomenon of water bloom*. Teka Komisji Kształtowania Środowiska Przyrodniczego, IV, 237–242.
- Stani M., 2005: *Rewitalizacja Zbiornika Zembrzyckiego w Lublinie*. Teka Komisji Architektury, Urbanistyki i Studiów Krajobrazowych, OL PAN, I, 17, 7–182.
- Staniaszek P., Trembaczowski A., Lis J., Szaran J., Hałas S., 1986: *Zmienność składu izotopowego węgla rozpuszczonego w wodach węglanowych Wyżyny Lubelskiej*. Przegląd Geologiczny, 34, 159–163.

- Stumm W., Morgan J.J., 1996: *Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural water*, 3rd ed., John Wiley&Sons, New York, USA, 1022.
- Szaran J., Dudziak A., Trembaczowski A., Niezgoda H., Hałas S., 2005: *Diurnal variations of $\delta^{13}\text{C}$ and concentration of atmospheric and soil carbon dioxide in a meadow site*. Geological Quarterly, 49, 2, 135-144.
- Świeca A., Krukowska R., Tucki A., 2002: *Zróźnicowanie przestrzenne i zmienność koncentracji występowania mineralnych form azotu w wodach rzecznych dorzecza Wieprza*. Annales UMCS, Sec. B., LVII, 8, 127-154.
- Tian D., Niu S., 2015: *A global analysis of soil acidification caused by nitrogen addition*. Environmental Research Letters, 10, 024019. doi:10.1088/1748-9326/10/2/024019.
- Turczyński M., Michalczyk Z., **Chmiel S.**, Mięsiak-Wójcik K., Głowacki S., 2009: *Evaluation of the hydrological role of wetlands in the Włodawka river catchment (Polesie Lubelskie)*. Journal of Water and Land Development, 13b, 109-123.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E., 1980: *The river continuum concept*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 37, 130-137.
- Vidic R.D., Brantley S.L., Vandenbossche J.M., Yoxtheimer D., Abad J.D., 2013: *Impact of shale gas development on regional water quality*. Science 340, DOI:10.1126/science.1235009.
- Vollenweider R.A., 1968: *Scientific Fundamentals of the Eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in Eutrophication*, OECD, Paris. DAS/SCI/68.27.
- Vollenweider R.A., 1976: *Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication*. Memorie del 'Istituto Italiano di Idrobiologia, 33, 53-83.
- Walker C.H., Hopkin S.P., Sibly R.M., Peakall D.B., 2002: *Podstawy ekotoksykologii*, WN PWN, Warszawa, 373.
- Wang Z.A., Bienvenu D.J., Mann P.J., Hoering K.A., Poulsen J.R., Spencer R.G.M. i in., 2013: *Inorganic carbon speciation and fluxes in the Congo River*. Geophysical Research Letters, 40, 511-516. DOI: 10.1002/grl.50160.
- Werner C., Brantley S., 2003: *CO₂ emissions from the Yellowstone volcanic system*. Geochemistry Geophysics Geosystems, DOI: 10.1029/2002GC000473.
- WHO 2004: *Guidelines for drinking water quality*, 3rd ed., Geneva, Switzerland
- Wiśniewski R., 2013: *Metody rekultywacji jezior wg koncepcji zespołu UMK* [online]. Wolsztyn 12.09.13. Dostępny w internecie: www.wolsztyn.pl/zdjecia/strona/wiadomosci/konferencja/13092013/prezentacje/4.pdf [dostęp: 07.09.2014].
- Witczak S., Kania J., Kmiecik E., 2013: *Katalog wybranych fizycznych i chemicznych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych i metod ich oznaczania*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 717.
- Wojciechowska J., Dojlido J., 1982: *Zmiany jakości wód powierzchniowych pod wpływem zabudowy hydrotechnicznej*. Gosp. Wod., 5, 47-50.
- Wyrwicka K., 1977: *Wykształcenia litologiczne i węglanowe surowce skalne mastrychtu lubelskiego*. Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego, 299 (9), 98.
- Wyrwicki R., 1984: *Lessy i osady pokrywowe Lubelszczyzny jako surowce ceramiczne*. Przegląd Geologiczny, 6, 354-358.
- Zalewski M. (red.), 1995: *Procesy biologiczne w ochronie i rekultywacji nizinnych zbiorników zaporowych*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Łódź, 240.
- Żak S., Przylibski T.A., Ciężkowski W., 2008: *Określenie zawartości dwutlenku węgla w powietrzu glebowym w Sudetach w rejonach występowania szczaw*. Oficyna Wyd. Pol. Wroc., Wrocław, 87.
- Żelazny M. (red.), 2005: *Dynamika związków biogennych w wodach opadowych, powierzchniowych podziemnych w zlewniach o różnym użytkowaniu na Pogórzu Wiśnickim*. IGiGP UJ, Kraków, 216.
- Żurek A., 2006: *Ocena poziomu wymycia azotanów do wód podziemnych na przykładzie małych zlewni rolniczych z pogranicza Karpat*. Gaz Woda i Technika Sanitarna, 80, 11, 82-84.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo-badawczych.

Przed doktoratem

W 1982 r. ukończyłem Technikum Chemiczne im. Karola Olszewskiego w Lublinie i rozpocząłem studia geograficzne na Wydziale Biologii i Nauk o Ziemi UMCS. Stopień magistra geografii – specjalność hydrografia, meteorologia i klimatologia – uzyskałem w 1988 r. na podstawie pracy *Sezonowa zmienność cech fizyczno-chemicznych wód Wieprza w profilu Łańcuchów w roku hydrologicznym 1987*.

Pracę w Zakładzie Hydrografii UMCS rozpocząłem w 1988 r. na etacie inżyniersko-technicznym. Od uzyskania stopnia doktora w 2002 r. do chwili obecnej pracuję na etacie naukowo-technicznym. Moje zainteresowania badawcze od początku pracy dotyczyły wykorzystania metod analitycznych stosowanych w hydrochemii do poznania procesów kształtujących jakość wód. Brałem udział w badaniach własnych i statutowych wykonywanych w Zakładzie Hydrografii, związanych z regionem Polski SE. Główne zagadnienia podejmowane w tych pracach dotyczyły: warunków występowania i krążenia wód w wybranych obszarach, dynamiki odpływu i struktury zasilania rzek, uwarunkowań przyrodniczych i antropogenicznych kształtowania cech fizyczno-chemicznych wód, rozmieszczenia i wydajności źródeł i ich roli w odpływie rzeczny oraz zagrożeń stosunków wodnych pod wpływem antropopresji.

W latach 1995–1996 uczestniczyłem w badaniach terenowych i opracowaniu wyników międzynarodowego, interdyscyplinarnego polsko-ukraińskiego programu „Roztocze”, który był realizowany przez UMCS w Lublinie, Uniwersytet Leśno-Techniczny i Uniwersytet im. Iwana Franko we Lwowie. Wyniki prac zostały przedstawione w opracowaniu monograficznym *Kompleksowe badania środowiska przyrodniczego Roztocza* (Michalczyk [red.] 1996) oraz w innych publikacjach (Chmiel i in. 1997, Chibowski i in. 1998).

Brałem również udział jako wykonawca w 5 projektach/grantach KBN realizowanych w Zakładzie Hydrografii (załącznik 7). W latach 1998–1999 byłem wykonawcą indywidualnego grantu KBN, którego wyniki stanowiły podstawę do napisania rozprawy doktorskiej pt. *Rola zasilania podziemnego i spływu powierzchniowego w kształtowaniu cech fizykochemicznych wód rzecznych Wyżyny Lubelskiej i Roztocza*, którą obroniłem w czerwcu 2002 r.

Przed uzyskaniem stopnia doktora byłem autorem lub współautorem: 25 recenzowanych prac oraz 17 doniesień w materiałach konferencyjnych, uczestniczyłem w 17 konferencjach, na których wygłosiłem 13 referatów i zaprezentowałem 4 postery (załącznik 6, 7). Brałem również udział w 9 projektach wykonywanych dla potrzeb gospodarki i ochrony środowiska (załącznik 7).

Po doktoracie (2002–2016)

Badania prowadzone przeze mnie po uzyskaniu stopnia doktora stanowiły rozwinięcie zagadnień związanych z kwantyfikacją obiegu pierwiastków w cyklu hydrologicznym. Na podstawie wyników zawartych w rozprawie doktorskiej przygotowałem do druku monografię pt. *Rola zasilania podziemnego i spływu powierzchniowego w kształtowaniu cech fizykochemicznych wód rzecznych Wyżyny Lubelskiej i Roztocza*

(Chmiel 2005). W stosunku do rozprawy doktorskiej została ona uzupełniona o interpretację wyników z wykorzystaniem elementów modelowania geochemicznego, tj. obliczeń siły jonowej roztworów, specjacji/form występowania pierwiastków w wodzie oraz wskaźników nasycenia wód względem wybranych minerałów. W kolejnych artykułach – na podstawie materiałów zebranych przy realizacji rozprawy doktorskiej – przedstawiłem przestrzenne zróżnicowania azotu mineralnego w wodach podziemnych Wyżyny Lubelskiej i Rostocza z uwzględnieniem zagospodarowania terenu (Chmiel 2002) oraz udokumentowałem zależność stężenia azotu i jego formy występowania od fazy/etapu opróbowania wody w cyklu hydrologicznym (Chmiel 2006). Prace te w dużej mierze były inspiracją do dalszych badań obiegu biogenów w cyklu hydrologicznym i ich implikacji środowiskowych.

Podstawowym założeniem mojego warsztatu badawczego **po uzyskaniu stopnia doktora** było **wdrażanie nowoczesnych metod instrumentalnych** do oceny stanu środowiska wodnego, opartych o znajomość różnorodnych technik pomiarowych wykorzystywanych do badań składu fizyczno-chemicznego wód i pomiarów hydrometrycznych. Obejmowały one zastosowanie technik/metod: 1) z zakresu hydrochemii: elektrochemii, spektrofotometrii (UV/VIS), chromatografii cieczowej (IC, HPLC), woltoamperometrii (VA), spektrometrii mas (ICP-MS), analizy elementarnej (TOC, TN) i izotopowej (CRDS), 2) z zakresu metod hydrometrycznych: posługiwanie się przenośnymi i stacjonarnymi miernikami do pomiarów stanów wody, prędkości, przepływu i poboru wody. Istotne było poszerzenie warsztatu badawczego w procesie analizy i interpretacji wyników pomiarowych. W prowadzonych badaniach wykorzystywałem także programy do modelowania geochemicznego i analizy statystycznej wyników pomiarowych. Umiejętności te zdobywałem podczas szkoleń z zakresu wyżej wymienionych metod, które potwierdzają posiadane dokumenty/certyfikaty (załącznik 9). Znajomość nowoczesnych metod instrumentalnych w badaniach hydrometrycznych i hydrochemicznych ułatwia mi odpowiedni dobór metod badawczych, ocenę i weryfikację otrzymanych wyników z uwzględnieniem zarówno ich zalet, jak i ograniczeń w interpretacji.

Zdobyte umiejętności wykorzystałem do uruchomienia sieci automatycznych obserwacji hydrometrycznych w obszarze zurbanizowanym Lublina i Świdnika, na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim oraz w Rostoczańskim Parku Narodowym. Systematycznie zbierane materiały z tych obszarów były wykorzystywane w licznych publikacjach, projektach badawczych i pracach zleconych, które realizowano w Zakładzie Hydrologii. Stanowiły one również podstawową bazę danych w realizacji badań statutowych i własnych Zakładu Hydrografii/Hydrologii, które obejmowały tematy z zakresu: stanu i przekształcenia hydrosfery w wybranych obszarach Lubelszczyzny, dynamiki stosunków wodnych oraz hydrologicznych i gospodarczych konsekwencji zmian warunków obiegu wody w obszarze górniczym i zurbanizowanym. Aplikacyjność tych rozwiązań podkreśla współpraca nawiązana z: Centrum Zarządzania Kryzysowego w Lublinie, władzami miasta Świdnik, Starostwem Powiatowym we Włodawie i w Łęcznej, Poleskim Parkiem Narodowym, Rostoczańskim Parkiem Narodowym oraz kopalnią węgla kamiennego Lubelski Węgiel „Bogdanka”.

W prowadzonych badaniach zwracam szczególną uwagę na interdyscyplinarne podejście w rozwiązywaniu podjętych zagadnień, dlatego często biorę udział w pracach zespołowych, z naukowcami reprezentującymi różne dziedziny nauki, zarówno z macierzystej jednostki, jak

i innych jednostek (załącznik 7). Ponadto uczestniczyłem w licznych projektach badawczych i w opracowaniach komercyjnych (załącznik 7).

Biorąc pod uwagę moje prace **po uzyskaniu stopnia doktora**, można **wyodrębnić kilka wiodących tematów badawczych**, takich jak:

- **kwantyfikacja zanieczyszczeń środowiska wodnego obszarów polarnych,**
- **ocena zmian ilościowych i jakościowych wody zachodzących w obszarach zurbanizowanych,**
- **wpływ przemysłu wydobywczego na obieg i jakość wody,**
- **stan hydrochemiczny i funkcjonowanie obszarów wodno-torfowiskowych,**
- **chemizm wód opadowych i jego konsekwencje,**
- **ocena zanieczyszczenia wód podziemnych/źródlanych i rzecznych,**
- **wykorzystywanie metod izotopowych do interpretacji pochodzenia i ochrony wód.**

Kwantyfikacja zanieczyszczeń środowiska wodnego w obszarach polarnych

Globalne zmiany klimatyczne, które w Arktyce powodują wzrost temperatury powietrza, mają istotny wpływ na obieg wody oraz związany z nim przepływ energii i materii. Badania tych współcześnie zachodzących procesów w obszarach polarnych rozpocząłem od udziału w wyprawie naukowej zorganizowanej przez pracowników UMCS-u w 2005 r. na Spitsbergen w ramach realizacji projektu „Struktura, ewolucja i dynamika kriosfery i biosfery w europejskim sektorze Arktyki oraz w Antarktydzie” (projekt zamawiany PBZ-KBN-10008/PO4/2004). Kontynuowałem je jako wykonawca również w projekcie „Dynamika obiegu materii w zlewni polarnej podlegającej procesom deglacjacji, Scottelva, Spitsbergen” (projekt MNiSW N N 306 525738).

W badaniach rzeczno-transportu materiału rozpuszczonego i zawieszonego, jego struktury i zmienności sezonowej wykazałem, że są one ważnym wskaźnikiem zmian zachodzących w środowisku glacialnym i peryglacialnym. W obszarach niezlodowaconych udokumentowałem dominację procesów związanych z denudacją chemiczną w obiegu materii, natomiast w zlewniach zlodowaconych – procesów związanych z denudacją mechaniczną.

Wykazałem, że lodowce i ich zlewnie oraz zlewnie niezlodowacone stanowią ważny wskaźnik odzwierciedlający współczesne oddziaływania antropogeniczne. Nowoczesne techniki analityczne pozwoliły mi na stwierdzenie, że Arktyka, która w przeszłości była uważana za teren pozbawiony zanieczyszczeń, stała się obszarem o dużej antropopresji. Dotyczy to zwłaszcza zanieczyszczeń atmosferycznych (w tym metali ciężkich) docierających nad obszar Arktyki z Europy, Ameryki i Azji. Zanieczyszczenia pochodzące z dalekiego transportu stanowią rosnące zagrożenie dla rejonów polarnych. Ocena skali transferu zanieczyszczeń pomiędzy poszczególnymi komponentami środowiska jest niezbędnym źródłem informacji o tym wrażliwym ekosystemie. Z tego powodu w swoich badaniach zwracam uwagę nie tylko na stwierdzenie aktualnego stanu, ale też wykorzystuję wyniki do jego retrospekcji i prognozowania zachodzących zmian.

Do najważniejszych opracowań z tego zakresu zaliczam następujące prace:

1. **Chmiel S.**, Bartoszewski S., Gluza A., Siwek K., Zagórski P., **2007**: *Physicochemical characteristics of land waters in the Bellsund region (Spitsbergen)*. **Landform Analysis**, 5, 13–15.
2. **Chmiel S.**, Reszka M., Rysiak A., **2009**: *Heavy metals and radioactivity in environmental samples of the Scott glacier region on Spitsbergen in summer 2005*. **Quaestiones Geographicae**, 28A/1., 73–82.
3. **Chmiel S.**, Bartoszewski S., Siwek K., **2011**: *Chemical denudation rate in the Wydrzyca catchment (Bellsund, Spitsbergen)*. *Wielkość denudacji chemicznej w zlewni Wydrzycy (Bellsund, Spitsbergen)*. **Annales UMCS, Sec. B**, LXVI, 1, 115–128.
4. **Chmiel S.**, Bartoszewski S., Siwek K., Sposób J., **2012**: *Chemical and mechanical denudation rates in the Scott River catchment (Svalbard). Turing the summer season 2005*. **Annales UMCS Sec. B**, LXVII, 1, 93–107.
5. **Chmiel S.**, Bartoszewski S., Michalczyk Z., **2013**: *Hydrochemistry*. [In:] *Geographical Environment of NW Part of Wedel Jarlsberg Land (Spitsbereg, Svalbard)*. Wyd. UMCS, Lublin, 102–117.
6. Kozak K., Kozioł K., Luks B., **Chmiel S.**, Ruman M., Marć M., Namieśnik J., Polkowska Ż., **2015**: *The role of atmospheric precipitation in introducing contaminants to the surface waters of the Fuglebekken catchment, Spitsbergen*. **Polar Research**, 34, 24207.
7. Lehman S., Gajek G., **Chmiel S.**, Polkowska Z., **2016**: *Do morphometric parameters and geological conditions determine chemistry of glacier surface ice? Spatial distribution of contaminants present in the surface ice of Spitsbergen glaciers (European Arctic)*. **Environmental Science and Pollution Research**. DOI: 10.1007/s11356-016-7354-1.
8. Kozak K., Polkowska Ż., Stachmik L., Ruman M., **Chmiel S.**, Lech D., Simeonov V., **2016**: *Arctic catchment as a sensitive indicator of the environmental changes: distribution and migration of metals (Svalbard)*. **International Journal of Environmental Science and Technology**. DOI: 10.1007/s13762-016-1137-6.

Ocena zmian ilościowych i jakościowych wody zachodzących w obszarach zurbanizowanych

Problematyka oddziaływania miasta na środowisko, w tym na stosunki wodne, jest zagadnieniem bardzo aktualnym. Badania wpływu urbanizacji na zmiany obiegu wody są prowadzone w wielu krajach, również w Polsce. Zakład Hydrologii UMCS zagadnienia te analizuje od wielu lat na przykładzie dwóch miast: Lublina i Świdnika. Były one przedmiotem moich badań w projektach: „Strategia wykorzystania i ochrony wód w dorzeczu Bystrzycy” (projekt badawczy zamawiany PO4/95/05) oraz „Ocena warunków występowania wody i tworzenia się spływu powierzchniowego w Lublinie” (projekt badawczy MNiSW N N306 180737), w których byłem wykonawcą. Do podstawowych efektów realizowanych prac badawczych zaliczam ocenę wielkości i dynamiki spływu powierzchniowego z obszaru zurbanizowanego oraz udokumentowanie wpływu miasta na zmianę reżimu przepływu rzek. Badania relacji opad-spływ mają szczególnie duże znaczenie aplikacyjne w projektowaniu kanalizacji burzowej, gdyż dostarczają nowych informacji o współczynnikach spływu z obszarów zurbanizowanych niezbędnych do wymiarowania kanałów burzowych.

Badania hydrochemiczne, które prowadziłem w obszarze zurbanizowanym Lublina i Świdnika, wykazały, że oddziałują one silnie także na chemizm wód. Spływy powierzchniowe zmywają zanieczyszczenia z powierzchni terenu (stałe, mineralne, organiczne), które przez system kanalizacyjny szybko docierają do rzek. Transport zanieczyszczeń z kanałów burzowych do rzek był notowany nie tylko podczas spływu powierzchniowego, ale i w okresach bezopadowych. Wykazałem, że poprawa stanu sanitarnego rzek, będących pod wpływem terenów zurbanizowanych, będzie możliwa dopiero

po ograniczeniu ilości zanieczyszczeń transportowanych przez systemy burzowe. Za najważniejsze uznałem zmniejszenie poziomu ich zanieczyszczenia przez budowę separatorów na wylocie z kolektorów burzowych, gdzie najbardziej niebezpieczne zanieczyszczenia będą rozdzielane i neutralizowane (m.in. szlam, zawiesiny, bituminy). Podkreśliłem również istotną rolę okresowej retencji wody (np. w polderach, które dodatkowo mogą ograniczyć zagrożenia powodziowe poniżej miasta).

Badania ilościowe i – zwłaszcza – jakościowe zanieczyszczeń wód spływających powierzchniowo z obszarów miejskich stanowią istotny aspekt moich zainteresowań badawczych. Do najważniejszych publikacji zaliczam:

1. Słomka A., **Chmiel S.**, Michalczyk Z., **2007**: *Ocena stężeń wskaźników fizykochemicznych wód spływających kanalizacją deszczową z miasta Świdnika*. [w:] **Badania hydrograficzne w poznawaniu środowiska**. T. VIII, Wyd. UMCS, Lublin, 462–467.
2. **Chmiel S.**, Michalczyk Z., **2010**: *Spływ powierzchniowy z obszaru miasta jako czynnik kształtujący jakość wód rzecznych (na przykładzie Lublina)*. [w:] **Stan i antropogeniczne zmiany jakości wód w Polsce**. T. VI, Wyd. UŁ, Łódź, 41–46.
3. **Chmiel S.**, Głowacki S., Michalczyk Z., Sposób J., **2012**: *Physical and chemical properties of surface runoff waters of the urbanized catchment of Lublin (Poland)*. 14th Biennial Conference Euromediterranean Network of Experimental and Representative Basins. Studies of Hydrological Processes in Research Basins: Current Challenges and Prospects. 17–20.09.2012. Book of Abstracts, Ed. V. Vuglinsky, Z. Kopalani, S. Zhuravin. St. Peterburg, Russia, 113–115.
4. **Chmiel S.**, Głowacki S., Gluza Z., Michalczyk Z., **2012**: *Właściwości fizyczno-chemiczne wód*. [w:] *Ocena warunków występowania wody i tworzenia się spływu powierzchniowego w Lublinie*. **Badania hydrograficzne w poznawaniu środowiska**. T. X, Wyd. UMCS, Lublin, 212–231.
5. Michalczyk Z., **Chmiel S.**, Głowacki S., Paszczyk J., Siwek K., **2012**: *Hydrologiczna ocena spływu powierzchniowego z obszaru Lublina i ze zlewni kanałów burzowych*. [w:] *Ocena warunków występowania wody i tworzenia się spływu powierzchniowego w Lublinie*. **Badania hydrograficzne w poznawaniu środowiska**. T. X, Wyd. UMCS, Lublin, 161–180.
6. Michalczyk Z., **Chmiel S.**, Głowacki S., **2012**: *Przepływy rzek w aglomeracji lubelskiej w latach 2008–2012*. [w:] *Ocena warunków występowania wody i tworzenia się spływu powierzchniowego w Lublinie*. **Badania hydrograficzne w poznawaniu środowiska**. T. X, Wyd. UMCS, Lublin, 145–160.
7. Michalczyk Z., **Chmiel S.**, Głowacki S., Siwek K., Sposób J., **2012**: *Spływ powierzchniowy z obszaru Lublina w czerwcu 2011 roku*. [w:] **Monografie Komisji Hydrologicznej PTG**. T. I, Gospodarowanie wodą w warunkach zmieniającego się środowiska. WNUMK, Toruń, 111–124.
8. Michalczyk Z., **Chmiel S.**, Głowacki S., Siwek K., Sposób J., **2012**: *Surface runoff in the urbanized catchment of Głęboka Street in Lublin in the summer season, 2011*. **TEKA Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego PAN**, IX, 107–115.
9. Michalczyk Z., **Chmiel S.**, Głowacki S., Siwek K., Sposób J., **2012**: *Spływ powierzchniowy z obszaru Lublina w czerwcu 2011 roku*. [w:] **Monografie Komisji Hydrologicznej PTG**. T. I, Gospodarowanie wodą w warunkach zmieniającego się środowiska. WNUMK, Toruń, 111–124.
10. Michalczyk Z., **Chmiel S.**, Głowacki S., Sposób J., **2014**: *The hydrological consequences of urbanization: Lublin case study (SE Poland)*. **Acta Geographica**. PUO, 45/1, 23–36.
11. Janusz J., **Chmiel S.**, Michalczyk Z., **2014**: *Wpływ instalacji wodociągowej budynku na jakość wody*. **Monografie Komisji Hydrologicznej PTG**. T. II, Wyd. Instytut Geografii UJK, Kielce, 73–80.
12. Michalczyk Z., **Chmiel S.**, Głowacki S., Kowal P., **2014**: *Spływ wody kanalizacją burzową ze Świdnika w czerwcu i lipcu 2013 roku*. **Monografie Komisji Hydrologicznej PTG**. T. II, Woda w mieście. Wyd. Instytut Geografii UJK, Kielce, 155–164.

13. Michalczyk Z., **Chmiel S.**, Głowacki S., Siwek K., Sposób J., 2014: *Spływ powierzchniowy z obszaru Lublina w 2012 roku. Monografie Komisji Hydrologicznej PTG. T. II, Woda w mieście*. Wyd. Instytut Geografii UJK, Kielce, 173–181.

Wpływ przemysłu wydobywczego na obieg i jakość wody

W swoich pracach podejmowałem również zagadnienia związane z wpływem przemysłu wydobywczego na przekształcenia środowiska. Stan i zmiany stosunków wodnych badałem w rejonie kopalni węgla kamiennego Lubelski Węgiel „Bogdanka”, w ramach zadań badawczych Zakładu Hydrologii, jak i prac zleconych (załącznik 7). Zmiany środowiska hydrochemicznego związane z oddziaływaniem kopalni najbardziej uwidoczniły się w miejscach składowania skał płonnych, zalewiskach powstałych w nieckach osiadań oraz ciekach, do których następował zrzut wód dołowych.

W rejonie składowania karbońskich skał płonnych wody opadowe wymywały m.in. chlorki, siarczany i niebezpieczne dla środowiska metale ciężkie. Miejsce i sposób składowania skał płonnych budzi wiele kontrowersji, ponieważ są one często zlokalizowane w bezpośrednim sąsiedztwie ujęć wód podziemnych wykorzystywanych do konsumpcji oraz w rejonach cennych przyrodniczo (jak jeziora, torfowiska, doliny rzeczne) – wrażliwych na zmiany składu chemicznego wód. Wykazałem, iż obecnie najbardziej są przekształcone wody podziemne pierwszego poziomu. Wody głębszych poziomów, pobrane z ujęć wód konsumpcyjnych warstw kredowych, nie miały podwyższonych wskaźników świadczących o dotarciu do nich zanieczyszczeń. Nie wyklucza to jednak możliwości, że przemieszczająca się aureola zanieczyszczeń dotrze do warstwy wodonośnej ujmującej wody pitne. Na podstawie zebranych materiałów hydrochemicznych dowiodłem, że skały płonne nie powinny być używane do zasypywania zagłębień bezodpływowych i dołów potorfowych, szczególnie w miejscach płytkiego występowania wód podziemnych, obszarach cennych przyrodniczo oraz w pobliżu ujęć wód podziemnych do celów konsumpcyjnych.

Kolejny przejaw działalności górniczej, który obserwowałem w rejonie kopalni, dotyczył osiadania górotworu i powstawania powierzchniowych zbiorników wodnych. Badania hydrochemiczne tych akwenów wykazały ich słabą jakość. Wysokie stężenie biopierwiastków w zalewiskach świadczyło o znacznym potencjale eutroficznym wód i sprzyjało intensywnemu rozwojowi fitoplanktonu (zakwitom wody). Tworzące się nowe zbiorniki wodne obejmowały równinę organicznej akumulacji holoceniowej, gdzie zachodziły intensywne procesy mineralizacji torfu. Duży wpływ na wysokie stężenie mineralnych form azotu i fosforu w zalewiskach miała także gęsta sieć rowów melioracyjnych, która drenowała tereny rolnicze. Wody spływające powierzchniowo do zalewisk nie miały zatem naturalnej bariery ochronnej przechwytyjącej nutrieny, którą w przypadku jezior zazwyczaj tworzą otaczające torfowiska, lasy czy roślinność trawiasta.

Duże zmiany cech fizykochemicznych wód powierzchniowych zachodziły w wyniku zrzutu wód dołowych do rzeki Świnki, które następnie wpływały do rzeki Wieprz. Wody odprowadzane z kopalni do Świnki były silnie zasolone, niekiedy o wysokiej zawartości zawiesiny. Negatywne skutki zrzucania wód kopalnianych notowano głównie w okresach niskiej zasobności rzeki.

Badania stosunków wodnych w rejonie kopalni wykazały, że zmiany zasobów wodnych na tym obszarze były spowodowane nie tylko oddziaływaniem górnictwa. Duży wpływ miały

również różnorodne działania zmierzające do osuszania terenu, zwłaszcza melioracje. Okresowe obniżenia stanów wody były także konsekwencją powtarzającego się co kilka lat niskiego zasilania atmosferycznego, a szczególnie małymi opadami półroczia zimowego. Z kolei jednokierunkowe obniżenie stanów wody to efekt przede wszystkim zabiegów melioracyjnych, które zmodyfikowały naturalny układ hydrauliczny wód podziemnych z powierzchniowych.

Z tego zakresu badań wyszczególniłem następujące opracowania:

1. **Chmiel S.**, Michalczyk Z., Turczyński M., **2002**: *Hydrological changes of waters in reservoirs formed and a result of mining deformations*. **Limnological Review**, 2, Lublin, 57–62.
2. Michalczyk Z., **Chmiel S.**, 2005: *Stan i zmiany stosunków wodnych w rejonie Kopalni Węgla Kamiennego „Bogdanka”*. [w:] Historia i współczesność górnictwa na terenie Lubelszczyzny. Wyd. Pol. Lub., Kazimierz Dolny n. Wisłą, 89–96.
3. Michalczyk Z., **Chmiel S.**, Turczyński M., 2003: *Stosunki wodne w obszarze funkcjonalnym Poleskiego Parku Narodowego*. **Acta Agrophysica**. Z. 91, Rozprawy i Monografie, Inst. Agrofizyki PAN, Lublin, 26–67.
4. **Chmiel S.**, Michalczyk Z., **2004**: *Zbiorniki zapadliskowe w strefie oddziaływania Kopalni Węgla Kamiennego „Bogdanka”*. [W:] Stan i zmiany środowiska geograficznego wybranych regionów wschodniej Polski. Wyd. UMCS, Lublin, 189–193.
5. **Chmiel S.**, **2007**: *Komentarz do mapy hydrograficznej 1:50 000. Arkusz M-34-34-B Łęczna*. Główny Urząd Geodezji i Kartografii, Warszawa.
6. Michalczyk Z., **Chmiel S.**, Łuszczarz L., Turczyński M., **2007**: *Przekształcenie rzeźby i stosunków wodnych w rejonie Bogdanki (Lubelskie Zagłębie Węglowe)*. [w:] Budowa geologiczna regionu lubelskiego i problemy ochrony litosfery. Wyd. UMCS, Lublin, 23–30.
7. Michalczyk Z., **Chmiel S.**, Chmielewski J., Turczyński M., **2007**: *Hydrologiczne konsekwencje eksploatacji złoża węgla kamiennego w rejonie Bogdanki (LZW)*. **Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego**, 422, 113–126.
8. Michalczyk Z., **Chmiel S.**, Turczyński M., **2011**: *Lake water stage dynamics in the Łęczna-Włodawa Lake District in 1991–2010*. **Limnological Review**, 11, 3, 113–122.

Stan hydrochemiczny i funkcjonowanie obszarów wodno-torfowiskowych

Do najcenniejszych elementów środowiska przyrodniczego należą obszary wodno-torfowiskowe (jeziora, zbiorniki wodne, torfowiska i bagna). Zachowały się w nich jeszcze siedliska mało przekształcone przez człowieka, z licznymi gatunkami roślin rzadko spotykanych, przeważnie chronionych. Stanowią one obecnie banki genów dla wielu ginących roślin, a jednocześnie należą do najwrażliwszych ekosystemów bardzo podatnych na zmiany, dlatego często z tej przyczyny zalicza się je do grupy siedlisk „ekstremalnych”. W badaniach prowadzonych na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim wykazałem, że ich degradacja najczęściej była związana z obniżeniem poziomu wody gruntowej, lustrą wody w jeziorze, użytkowaniem rybackim, osuszeniem torfowiska, eutrofizacją wód lub wprowadzeniem w układ wód obcych (jakościowo różnych).

W badaniach obszarów wodno-torfowiskowych stwierdziłem również, że zmiany charakteru troficznego na tych obiektach manifestują w pierwszym etapie cechy fizykochemiczne wody (m.in. przez: wzrost odczynu wody, zwiększenie puli związków biogennych i mineralnych, stężenia metali ciężkich), a dopiero w drugim pojawiają się gatunki flory i fauny charakterystyczne dla środowiska eutroficznego. Ponadto wykazałem, że na chemizm wód w ekosystemach wodno-torfowiskowych znaczący wpływ miały: procesy ewapotranspiracyjne, oddychanie biologicznego ekosystemu oraz interakcje hydrochemiczne

przebiegające na granicy woda – torfowisko, woda – osad denny, woda grunt mineralny. Ich kierunek i tempo było zależne od temperatury, potencjału oksydacyjno-redukcyjnego środowiska, jego odczynu oraz dynamiki stanu wód gruntowych i powierzchniowych. Procesy te istotnie oddziaływały także na system rzeczno-jeziorny badany w obszarze klimatu kontynentalnego Mongolii.

W badaniach na Pojezierzu Łęczyńsko-Włodawskim zaznaczył się poza tym istotny wpływ biogenów na trofię wód jeziornych, dostarczanych bezpośrednio przez rowy melioracyjne i system rzeczny. Należy podkreślić, że dopływ powierzchniowy wody spoza zlewni bezpośredniej, szczególnie rowami i drenami ułatwiał/przyspieszał transfer zanieczyszczeń rolniczych do wód powierzchniowych. Nie bez znaczenia była także rola ruchu turystycznego i rekreacji. Inne zagrożenie dla stosunków wodnych, które nasiliło się w ostatnich latach na obszarze Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego, to indywidualne „oczyszczalnie” ścieków, które w obszarze płytkiego występowania wód gruntowych stwarzają duże zagrożenie dla wód konsumpcyjnych oraz jezior i torfowisk.

Ważne zagadnienie stanowi zatem konieczność zachowania/ochrony cennych przyrodniczo obiektów wodno-torfowiskowych, a w wielu przypadkach – ich renaturalizacja. Wykazano, że ilościowa ochrona zasobów wodnych obszarów jeziorno-torfowiskowych powinna polegać na zatrzymaniu jak największej ilości wody w obrębie ich zlewni, spowolnieniu tempa odpływu wody i przywróceniu naturalnej retencji. Z kolei jakościowa – przez zakaz wprowadzania w ich układ wód jakościowo obcych. Rola obszarów hydrogeniczych w kształtowaniu odpływu rzeczno i tempa obiegu biogenów (zwłaszcza N, P, C) stanowi istotny element diagnozowania zachodzących zmian klimatycznych.

Aspekty badań funkcjonowania układów wodno-torfowiskowych prezentują prace:

1. Michalczyk Z., Bartoszewski S., **Chmiel S.**, Dawidek J., Głowacki S., Turczyński M., **2002**: *Zasoby wodne Poleskiego Parku Narodowego*. [w:] Poleski Park Narodowy. Monografia przyrodnicza. Wyd. MORPOL, Lublin, 235–238.
2. **Chmiel S.**, Turczyński M., **2007**: *Właściwości hydrochemiczne wód interstycjalnych osadów dennych zbiornika Skomielno (Pojezierze Łęczyńsko-Włodawskie)*. **Badania hydrograficzne w poznawaniu środowiska**. T. VIII, Wyd. UMCS, Lublin, 142–148.
3. Sugier P., **Chmiel S.**, **2007**: *Heavy metals in hollow peat waters of the Poleski National Park*. **TEKA Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego PAN**, 4, 243–248.
4. Sugier P., **Chmiel S.**, **2007**: *Selected physico-chemical water parameters of hollow peats in the Poleski National Park*. **TEKA Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego PAN**, 4, 249–254.
5. **Chmiel S.**, **2009**: *Hydrochemical evaluation of dystrophy of the water bodies in the Łęczna and Włodawa area in the years 2000–2008*. **Limnological Review**, 9, 4, 153–158.
6. Turczyński M., Michalczyk Z., **Chmiel S.**, Mięsiak-Wójcik K., Głowacki S., **2009**: *Evaluation of the hydrological role of wetlands in the Włodawka river catchment (Polesie Lubelskie)*. **Journal of Water and Land Development**, 13b, 109–123.
7. Pelechaty M., Gąbka M., Sugier P., Pukacz A., **Chmiel S.**, Ciesierska H., Kolada A., Owsiany P.M., **2009**: *Lychnothamnus barbatus in Poland: habitas and associations*. **Charophytes**, 2(1), 13–18.
8. Sugier P., Lorens B., **Chmiel S.**, Turczyński M., **2010**: *The influence of Ceratophyllum demersum L. and Stratiotes aloides L. on richness and diversity of aquatic vegetation in the lakes of mid-eastern Poland*. **Hydrobiologia**, 656, 1, 43–53.
9. Michalczyk Z., **Chmiel S.**, Turczyński M., **2011**: *Lake water stage dynamics in the Łęczna-Włodawa Lake District in 1991–2010*. **Limnological Review**, 11, 3, 113–122.
10. Michalczyk Z., **Chmiel S.**, Głowacki S., Mięsiak-Wójcik K., Sposób J., Turczyński M., **2014**: *Ocena zasobów wodnych w dorzeczu Włodawki. Evaluation of water resources in the Włodawka*

River basin. [w:] Potencjał przyrodniczy a zrównoważony rozwój powiatów Polesia Lubelskiego. Starostwo Powiatowe we Włodawie, Włodawa, 9–41.

11. Szopińska M., Szumińska D., Polkowska Ż., Machowiak K., Lehman S., **Chmiel S., 2016:** *The chemistry of river–lake systems in the context of permafrost occurrence (Mongolia, Valley of the Lakes). Part I. Analysis of ion and trace metal concentrations. Sedimentary Geology*, 340, 74–83.

Chemizm wód opadowych

Ocena stopnia zanieczyszczenia atmosfery jest przedmiotem zainteresowania różnych dziedzin naukowych. Wynika to z istotnego wpływu substancji docierających do podłoża na zdrowie i mienie człowieka oraz degradację środowiska. Kształtowanie właściwości fizykochemicznych wód opadowych zachodzi pod wpływem naturalnych i antropogenicznych substancji krążących w atmosferze. Substancje atmosferyczne pochodzące z lokalnych i dalekich ognisk emisji przedostają się do podłoża głównie w postaci opadu mokrego i suchego. Na ich podstawie można ocenić: ładunek zanieczyszczeń docierający do podłoża, sezonowe zmiany zanieczyszczeń atmosferycznych, występowanie zjawisk ekstremalnych i ich przyczyny.

Badania chemizmu wód opadowych prowadziłem od początku XXI w., początkowo w Łańcuchowie, a od 2005 r. w Lublinie oraz Guciowie na Rostoczu, były one również prowadzone na Spitsbergenie. Wyniki dotychczasowych badań wykazały stosunkowo małe przekształcenie chemizmu wód opadowych w odniesieniu do wartości uznawanych za naturalne. Na kształtowanie chemizmu wód opadowych, oprócz czynnika antropogenicznego (rolniczego, przemysłowego, komunalnego), istotny wpływ miał czynnik biogeochemiczny (miejscowy) oraz napływ mas powietrza pochodzenia morskiego. W nielicznych próbkach wody opadowej zebranych w Lublinie i Guciowie stwierdzono występowanie jonu siarczynowego, jak dotychczas nieidentyfikowanego w badaniach chemizmu wód opadowych w Polsce.

Wyniki badań cech fizykochemicznych wód opadowych zostały zaprezentowane w artykułach włączonych do „osiągnięcia naukowego”, a także w pracach dotyczących obszarów polarnych i terenów zurbanizowanych. Zagadnienie to było przedstawione również w następujących artykułach:

1. **Chmiel S., Maciejewska E., 2007:** *Cechy fizykochemiczne wód opadowych w Guciowie na Rostoczu*. [w:] Badania hydrograficzne w poznawaniu środowiska. T. VIII, Wydawnictwo UMCS, Lublin, 133–141.
2. **Chmiel S., Maciejewska E., Michalczyk Z., 2009:** *Hydrochemical characteristics of a spring snowmelt flood in the Upper Wieprz River basin (Rostocze region) in year 2008–2008. Journal of Water and Land Development*, 13b, 57–67.

Ocena zanieczyszczenia wód podziemnych/źródłanych i rzecznych

Zasilanie podziemne na Wyżynie Lubelskiej i Rostoczu decyduje o zasobności wodnej rzek. Odgrywa ono również pierwszoplanową rolę w kształtowaniu podstawowych cech fizyczno-chemicznych wód rzecznych. Analiza wyników cech fizyczno-chemicznych wód źródłanych wykazała, że charakteryzuje je duża stabilność zarówno sezonowa, jak i wieloletnia. Wody rzeczne przeważnie miały więcej substancji antropogenicznych niż wody podziemne, zwłaszcza w obszarach zabudowanych. Najmniejsze przekształcenie chemizmu wód podziemnych w odpływie rzeczny zanotowano w obszarach leśnych.

Gwałtowne zmiany cech fizykochemicznych wód rzecznych zachodziły w okresach spływu powierzchniowego. Badane wskaźniki wykazały zróżnicowaną dynamikę zmian stężeń i kierunku odpowiedzi na dopływ wód ze spływu powierzchniowego. Wskaźniki o charakterze antropogenicznym wykazywały bardziej zróżnicowaną reakcję na zmiany warunków zasilania. W rzekach z dominacją zlewni o charakterze rolniczym zmiany stężeń miały charakter skokowy, co utrudniało prognozowanie reżimu hydrochemicznego wezbrania. W rzekach silnie zanieczyszczonych przez aglomeracje miejskie był widoczny przeważnie spadek stężeń substancji antropogenicznych. Reakcja hydrochemiczna wód rzecznych na intensywne zasilanie roztopowe była uzależniona od stanu termicznego gleby, który odgrywał istotną rolę w kształtowaniu składu jonowego spływających wód.

Z tego zakresu wyszczególniłem następujące opracowania:

1. **Chmiel S., Michalczyk Z., 2003:** *Aktualny stan hydrochemiczny wód źródłanych Wyżyny Lubelskiej i Roztocza. Współczesne Problemy Hydrogeologii*, XI, 2, 65–71.
2. Michalczyk Z., **Chmiel S.**, Głowacki S., Zielińska B., **2004:** *Zmiany wydajności i chemizmu wód źródeł Wyżyny Lubelskiej i Roztocza. Annales UMCS, Sec. B, LIX, 7, 107–122.*
3. **Chmiel S., Piszcz J., 2004:** *Wpływ użytkowania zlewni na zawartość azotanów, chlorków i siarczanów na przykładzie wybranych źródeł.* [w:] *Badania geograficzne w poznaniu środowiska.* Wyd. UMCS, Lublin, 278–282.
4. Michalczyk Z., **Chmiel S.**, Głowacki S., Zielińska B., **2009:** *Występowanie, wydajność i cechy fizykochemiczne wód źródłanych w rejonie Roztoczańskiego Parku Narodowego.* [w:] *Roztocze – region pogranicza przyrodniczo-kulturowego.* Wyd. Roztoczański Park Narodowy, Zwierzyniec, 43–53.
5. **Chmiel S., Maciejewska E., Michalczyk Z., 2009:** *Hydrochemical characteristics of a spring snowmelt flood in the Upper Wieprz River basin (Roztocze region) in year 2006. Journal of Water and Land Development*, 13b, 57–67.
6. Michalczyk Z., **Chmiel S.**, Głowacki S., Sposób J., Zielińska B., **2010:** *Charakterystyka hydrologiczna źródeł w Baszkach koło Lublina.* [w:] *Woda w badaniach geograficznych.* Inst. Geografii Uniw. H.-P. J. Kochanowskiego, Kielce, 281–291.
7. Michalczyk Z., **Chmiel S.**, Głowacki S., Zielińska B., **2015:** *Monitoringowe badania źródeł Wyżyny Lubelskiej i Roztocza. Monitoring research on the springs of the Lublin Upland and Roztocze Region. Przegląd Geologiczny*, 63, 10/2, 935–939.

Wykorzystywanie metod izotopowych do interpretacji pochodzenia i ochrony wód

Pomiary stosunku trwałych izotopów pierwiastków (m.in. H/D, $^{13}/^{12}\text{C}$, $^{18}/^{16}\text{O}$, $^{37}/^{35}\text{Cl}$) w obiegu hydrologicznym dostarczają cennych informacji o źródłach pochodzenia wody, kierunkach jej przepływu, procesach mieszania i ewapotranspiracji. Można je również zastosować do oceny zagrożenia i warunków ochrony zasobów wód mineralnych, co analizowano na przykładzie wód Podkarpacia. Stosunki izotopowe pierwiastków mają także zastosowanie w ocenie naturalnego i antropogenicznego pochodzenia pierwiastków (m.in. azotu i fosforu). Pilotażowe badania w tym zakresie przeprowadzono na przykładzie zbiornika Zalew Zemborzycki. Analiza stosunku trwałych izotopów dostarcza ponadto informacji o zachodzących zmianach klimatycznych.

Badania prowadzone w tym zakresie przedstawiają następujące prace:

1. Baran I., Baran A., **Chmiel S.**, Pelc A., Hałas S., **2015:** *Badania izotopowe $d^{18}\text{O}$, $d\text{D}$ oraz $d^{37}\text{Cl}$ w wybranych wodach mineralnych Podkarpacia. Przegląd Geologiczny*, 63, 3, 172–178.

2. Baran A., Pelc A., **Chmiel S.**, Hałas S., **2012**: *Pochodzenie mineralnych wód chlorkowo-sodowych w rejonie Rzeszowa w świetle badań izotopowych ($\delta^{18}O$ i δD , $\delta^{13}C$, $\delta^{37}Cl$) i chemicznych. Przegląd Geologiczny*, 60, 12, 657–664.
3. Gebus B., **Chmiel S.**, Trembaczowski A., Hałas S., **2015**: *Isotopic studies of nitrates ($\delta^{15}N$, $\delta^{18}O$) and phosphates ($\delta^{18}O$) in the assessment of the eutrophication reasons in Zemborzycki Lagoon. Book of Abstracts*, 54–55.
4. Czupyt Z., **Chmiel S.**, Hałas S., **2012**: *Cavity Ring Down Spectrometry: an alternative to Isotope Ratio Mass Spectrometry. Mineralogia, Special Papers*, 39, 33–33.

Podsumowanie działalności naukowo-badawczej

Moje publikacje według różnych międzynarodowych baz danych charakteryzują następujące współczynniki bibliograficzne i scientometryczne (stan z 30.10.2016 r.):

- cytacje według **Web of Science** = **13**, bez autocytowań = **12**,
Scopus = **9**,
Google Scholar = **130**,
Reserch Gate = **70**,
- indeks Hirsha: **WoS** = **2**, **Sc** = **3**, **GS** = **7**, **RG** = **5**,
- łączny **Impact Factor** według **JCR** = **15,15**.

Aktywność naukową można podsumować w podobny sposób. Jestem autorem lub współautorem:

- **10** artykułów w czasopismach znajdujących się w bazie *Journal Citation Reports* (**lista A** MNiSW₂₀₁₅), łączna liczba punktów wg MNiSW z roku publikacji – 252, wg ujednoliconej punktacji z 2015 roku – 271;
- **25** artykułów naukowych opublikowanych w czasopismach międzynarodowych lub krajowych, innych niż znajdujące się w bazie JCR, w tym 2 w okresie przed uzyskaniem stopnia naukowego doktora (**lista B** MNiSW₂₀₁₅), łączna liczba punktów MNiSW z roku publikacji – 110, wg ujednoliconej punktacji z 2015 roku – 265;
- **2 monografii** w języku polskim, w tym 1 samodzielnej i 1 współautorskiej, łączna liczba punktów MNiSW z roku publikacji – 32, wg ujednoliconej punktacji z 2015 roku – 32;
- **34 rozdziałów w monografii**, w tym 2 w języku angielskim, łączna liczba punktów MNiSW z roku publikacji – 101, wg ujednoliconej punktacji z 2015 roku – 138;
- **4 artykułów** w czasopismach **spoza listy A i B** MNiSW₂₀₁₅, łączna liczba punktów MNiSW z roku publikacji – 7, wg ujednoliconej punktacji z 2015 roku – 8;
- **27 artykułów** w recenzowanych **opracowaniach zbiorowych**, łączna liczba punktów MNiSW z roku publikacji – 33, wg ujednoliconej punktacji z 2015 roku – 97;
- łączna liczba publikacji recenzowanych – 102;
- materiały konferencyjne (abstrakty, notatki, komunikaty) – 30;
- brałem aktywny udział w 38 konferencjach, w tym 9 międzynarodowych, wygłosiłem 25 referatów i zaprezentowałem 14 posterów.

Łączna liczba punktów wyliczona według: KBN/MNiSW z roku publikacji – 540, według ujednoliconej punktacji MNiSW₂₀₁₅ – 820.

Ponadto brałem udział w:

- 6 projektach z konkursów przyznawanych przez Prorektora UMCS,
- 8 projektach/grantach przyznawanych w konkursach KBN,
- 7 projektach/grantach przyznawanych w konkursach MNiSW (załącznik 7),
- byłem wykonawcą 21 opracowań zamawianych przez organy ochrony środowiska i 7 prac dla potrzeb gospodarki (załącznik 7).

Podsumowanie tabelaryczne aktywności naukowej zamieściłem w tabeli 1, szczegółowy wykaz publikacji znajduje się w załączniku 6. Udział szczegółowy w konferencjach został zestawiony w załączniku 6 i 7, a zbiorcze zestawienie w tabeli 2.

Tab. 1. Zestawienie zbiorcze publikacji w latach 1992–2016

Okres	Liczba publikacji							Punktacja z roku publikacji	Punktacja według MNiSW z 2015 r.	IF z roku publikacji
	Lista A z IF	Lista B bez IF	Inne czasopisma	Monografia	Rozdział w monografii	Inne	Razem			
Przed uzyskaniem stopnia doktora 1992–2001	–	2	1	–	14	8	25	41	110	–
Po uzyskaniu stopnia doktora 2002–2016	10	23	3	2	20	19	77	499	710	15,150
1992–2016	10	25	4	2	34	27	102	540	820	15,150
Osiągnięcie naukowe	5	2	–	–	–	–	7	105	121	4,118
Dorobek bez publikacji włączonych do osiągnięcia naukowego	5	23	4	2	34	27	95	435	699	11,032

Tab. 2. Zestawienie zbiorcze konferencji w latach 1992–2016

Okres	Udział w konferencjach	Referat na konferencji krajowej	Referat na konferencji międzynarodowej	Poster na konferencji krajowej	Poster na konferencji międzynarodowej
Przed uzyskaniem stopnia doktora 1992–2001	17	13	-	2	2
Po uzyskaniu stopnia doktora 2002–2016	21	5	7	6	4
1992–2016	38	18	7	8	6