

Teresa Steliga, Małgorzata Uliasz
Instytut Nafty i Gazu, Oddział Krosno

Wybrane zagadnienia środowiskowe podczas poszukiwania, udostępniania i eksploatacji gazu ziemnego z formacji łupkowych

Wstęp

Po kilkunastu latach intensywnego wydobywania gazu z łupków w Stanach Zjednoczonych i zapewnieniach koncernów wydobywczych, że technologia hydraulicznego szczelinowania jest bezpieczna dla ludzi i przyrody, dziś już wiadomo, że metoda ta powoduje liczne szkody w środowisku naturalnym. Inspektorzy DEP (Wydział Ochrony Środowiska stanu Nowy Jork) tylko w ciągu pierwszego półrocza 2010 r. stwierdzili ponad 420 naruszeń przepisów ochrony środowiska przez firmy wydobywające gaz z tych formacji skalnych, w tym ponad 50 wycieków niebezpiecznych płynów do gleby i wody.

Prowadzone oraz planowane na obszarze Polski poszukiwania i udostępnianie niekonwencjonalnych akumulacji gazu ziemnego, zawartego głównie w czarnych łupkach ilasto-mułkowców syluru i ordowiku oraz uwięzionego w piaskowcach czerwonego spągowca, realizowane są przede wszystkim otworami horyzontalnymi, w celu uzyskania na dużej powierzchni złoża sieci sztucznych szczelin, wytworzonych w wyniku hydraulicznego szczelinowania. Realizacja takiej inwestycji wymaga zastosowania

na poszczególnych jej etapach zarówno nowoczesnych technik i technologii ich wykonywania, jak również wykorzystania odpowiednio dobranych systemów płuczek wiertniczych i cieczy do hydraulicznego szczelinowania. Przedsięwzięcie to stanowi potencjalne zagrożenie dla wszystkich elementów środowiska, gdyż generuje szereg zagrożeń, takich jak: degradację gleb na terenie zajęтым pod wiertnię, lokalne zanieczyszczenie powierzchni ziemi i gruntów paliwami, środkami myjącymi i materiałami chemicznymi do sporządzania płuczek wiertniczych i płynów szczelinujących, powstawanie odpadów wiertniczych (w szczególności dużej ilości odpadów po zabiegach hydraulicznego szczelinowania), nadmierne pobory wody z ujęć lokalnych, emisję hałasu z urządzeń wiertniczych oraz emisję zanieczyszczeń do atmosfery.

Dzięki postępowi technicznemu udaje się ograniczać niekorzystny wpływ przemysłu naftowego na środowisko naturalne. Należy jednak mieć pełną świadomość możliwych zagrożeń stwarzanych na poszczególnych etapach pozyskiwania gazu z formacji łupkowych.

Aspekty środowiskowe prac wiertniczych

Udostępnianie niekonwencjonalnych akumulacji gazu ziemnego realizowane jest przede wszystkim otworami z odcinkiem horyzontalnym o długości nawet od 2000 do 4000 m. Dzieje się tak w celu uzyskania na dużej powierzchni złoża sieci sztucznych szczelin, wytworzonych w wyniku hydraulicznego szczelinowania. Wiercenie otworów horyzontalnych, odgrywających pierwszopla-

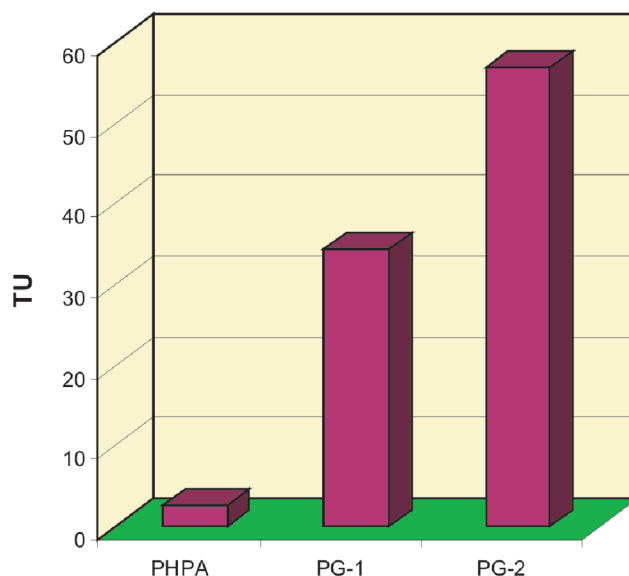
nową rolę podczas rozpoznania złóż niekonwencjonalnych, wymaga stosowania płuczek wiertniczych, które w złożonym procesie zdalnego penetrowania górotworu muszą spełniać podobne funkcje jak płuczki do wiercenia otworów pionowych. Jednakże, znaczenie szeregu tych funkcji jest bardziej krytyczne, a dotyczą one oczyszczania otworu ze zwiercin, utrzymywania stateczności

ścian otworu i fazy stałej w zawieszeniu, kontroli ciśnień w otworze, smarowania rur celem zmniejszania momentu obrotowego i sił tarcia podczas wyciągania i zapuszczania przewodu oraz ochrony przepuszczalności pierwotnej skał zbiornikowych.

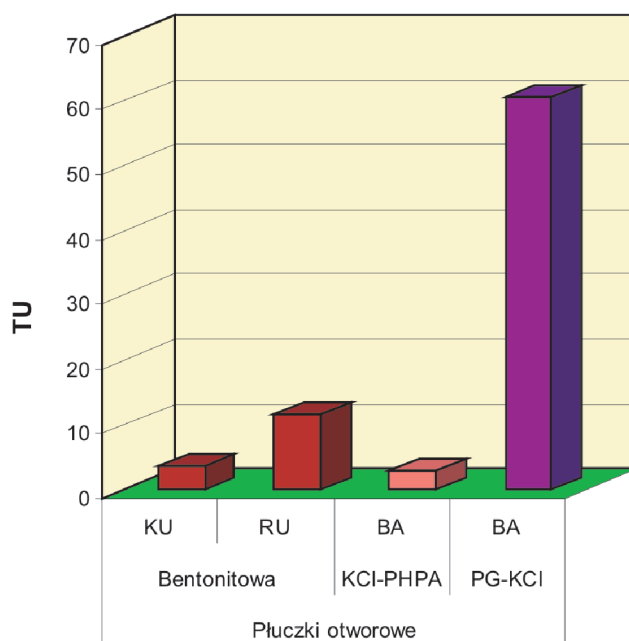
W czasie realizacji otworu wiertniczego, w zależności od głębokości i przewierczanych warstw, najczęściej stosuje się od dwóch do trzech rodzajów wodnodispersyjnych płuczek wiertniczych: bentonitową, beziłową polimerową o właściwościach ograniczających hydratację skał ilastołupkowych oraz do dowiercania (*drill-in fluid*), charakteryzującą się również właściwościami inhibitacyjnymi. Podstawowym składnikiem płuczki bentonitowej ilowej jest bentonit, pełniący funkcję składnika strukturotwórczego. Natomiast w płuczce beziłowej rolę składnika strukturotwórczego (zagęstnika) pełni biopolimer – XCD, wysokolepne polimery organiczne pochodzenia roślinnego lub mieszaniny tych środków [21, 23].

Do sporządzania i regulowania właściwości płuczek wiertniczych podczas wiercenia otworu stosowane są różnorodne organiczne i nieorganiczne środki chemiczne oraz materiały płuczkowe. Środki chemiczne stanowią główny element obróbki chemicznej płuczek wiertniczych, umożliwiającej racjonalne regulowanie ich właściwości technologicznych w zależności od geologicznych warunków wiercenia. Środki te, oprócz regulowania parametrów płuczki wiertniczej, stanowią równocześnie główne źródło ich zanieczyszczeń, ze względu na różną biodegradowalność i stopień ich toksyczności. Potwierdzeniem ich szkodliwości dla środowiska oraz płuczek otworowych były wyniki badań toksykologicznych wykonanych z wykorzystaniem testu Microtox®, w którym jako bioindykatory zastosowano bakterie luminescencyjne *Vibrio fischeri*. Wyniki przeprowadzonych w INiG badań wybranych środków chemicznych (inhibitory polimerowe: PHPA, PG i PG 2 – dwa różne rodzaje poliglikolu) oraz płuczek otworowych (bentonitowa, polimerowo-potasowa, glikolowo-potasowa) wykazały, że toksyczność badanego materiału zależała od rodzaju płuczki, a przede wszystkim od środków chemicznych wchodzących w jej skład. Spośród przebadanych płuczek najwyższą toksycznością charakteryzowała się płuczka glikolowo-potasowa, w składzie której zastosowano PG-2 – inhibitor polimerowy cechujący się wysokim stopniem toksyczności TU = 56 (rysunki 1 i 2) [24].

W celu spełnienia wymogów prawa z zakresu ochrony środowiska należy prowadzić badania w kierunku częściowego ograniczenia niekorzystnego wpływu na środowisko stosowanych płuczek wiertniczych, poprzez wycofywanie z ich składu szkodliwych substancji chemicznych i zastępo-



Rys. 1. Stopień toksyczności inhibitorów polimerowych



Rys. 2. Stopień toksyczności płuczek otworowych

wane ich środkami o mniejszej szkodliwości, a równocześnie spełniającymi równorzędne funkcje w płuczках wiertniczych. Każda płuczka po zakończeniu wiercenia otworu wraz z wynoszonym urobkiem stanowi odpad wiertniczy, który charakteryzuje się potencjalną szkodliwością dla środowiska, zależną od składu płuczki i przewierczanych skał występujących w profilu otworu. Przeprowadzone w INiG badania fizykochemiczne odpadu wiertniczego wykazały [20], że zużyta płuczka otworowa charakteryzuje się podwyższonymi wartościami pH, podwyższonymi ilościami substancji nierozpuszczonych i rozpuszczonych związków stałych (TDS), SPCz (środków powierzchniowo czynnych),

jonów chlorkowych, siarczanowych, rozpuszczonego węgla organicznego (DOC) oraz zawiera niewielkie ilości węglowodorów ropopochodnych, metali ciężkich (takich jak: arsen, bar, kadm, chrom, miedź, rtęć, nikiel, ołów, antymon, selen, cynk, cyna i kobalt), a także śladowe zawartości substancji promieniotwórczych pochodzących z formacji łupkowych. Natomiast zwierciny (urobek), stanowiące roz-

kruszone świdrem fragmenty skał występujących w profilu geologicznym otworu (jak: gliny, piaski, ility, piaskowce, łupki, wapienie, margle, mułowce, ilowce, dolomity itp.) są zanieczyszczone resztkami płuczki, rozpuszczonymi solami i metalami ciężkimi oraz w śladowych ilościach pierwiastkami promieniotwórczymi, takimi jak: uran, tor i produkty ich rozpadu (rad i radon) [19].

Zagospodarowanie odpadów wiertniczych

W świetle ustaw i rozporządzeń, w gospodarce odpadami wiertniczymi minimalizacja ilości i obniżenie stopnia szkodliwości odpadów powstających podczas prowadzonych wierceń są działaniami priorytetowymi, które realizowane są poprzez: efektywne operacje oczyszczania płuczki wiertniczej, oszczędną gospodarkę płuczką i wodą oraz odrębne składowanie odpadów o różnym stopniu szkodliwości.

Z zestawionych danych przemysłowych wynika, że na 1 mb otworu wytwarzana ilość odpadów wiertniczych wynosi około 0,6 m³, przy czym podstawową ich część w ilości ok. 60÷80% stanowią zużyte płuczki wiertnicze, jako odpady płynne. Pozostała ilość to odpady stałe w postaci zwiercin zanieczyszczonych płuczką i uwodnionych osadów, usuwanych ze ściany otworu w trakcie jego rurowania. Prowadzone prace wiertnicze na złożach niekonwencjonalnych będą generowały znacznie większą ilość odpadów w porównaniu z wierceniami złóż konwencjonalnych, przede wszystkim ze względu na gęstszy siatek wierceń. Przykładowo dla wierceń na złożach niekonwencjonalnych, na obszarze górniczym o powierzchni 100 km² sumaryczną ilość zwiercin można oszacować na co najmniej 55 tys. m³, co dowodzi potrzebie racjonalnego ich zagospodarowania [9].

Oczyszczanie płuczki, przy użyciu sit wibracyjnych, linearnych i piętrowych, odpiaszczaczy, odmulaczy, wirówek, degazatorów, hydrocyklonów, stacji flokulacyjnych, umożliwia powtórne jej wykorzystanie, zarówno do wiercenia kolejnego otworu, jak i zastosowanie jej jako osnowy do sporządzenia nowej płuczki wiertniczej. Takie działania, które w praktyce wiertniczej najczęściej prowadzone są z płuczkami bentonitowymi, sprzyjają oszczędnej gospodarce płuczką oraz stosowanymi środkami.

Zużyte płuczki wiertnicze występujące wyłącznie w fazie ciekłej nie spełniają podstawowego kryterium składowania, wynikającego z art. 55 ust. 1 *Ustawy o odpadach z dnia 27 kwietnia 2001 roku* (Dz.U. z 2001 roku nr 62, poz. 628, z późn. zm.), który zakazuje składowania odpadów występujących w postaci ciekłej, w tym odpadów zawierających wodę w ilości 95% masy całkowitej.

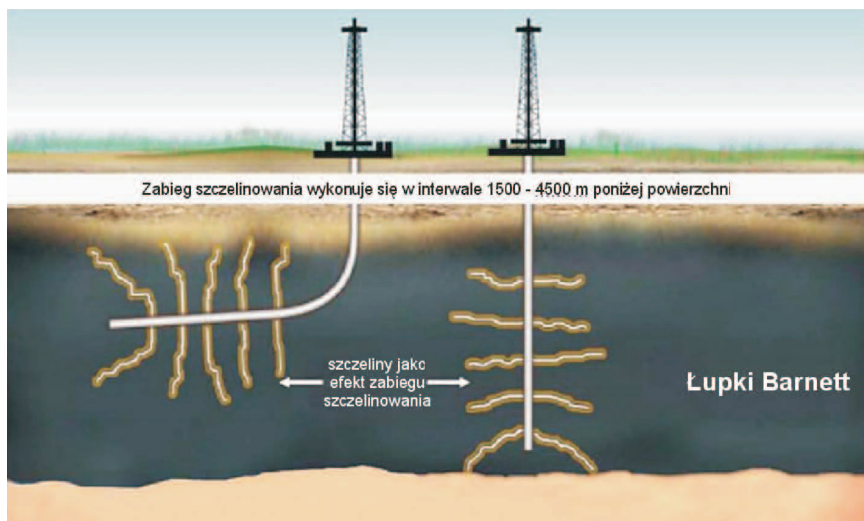
Recykling odpadów wiertniczych odbywa się poprzez ich przetwarzanie w podanych poniżej procesach [19, 22].

- Zestalanie (immobilizacja) urobku skalnego, przez dodawanie do niego materiałów wiążących w postaci cementów: portlandzkiego lub wieloskładnikowego, gipsu, wapna oraz spoiwa hydrauliczno-pucalanowego, które prowadzą do immobilizacji poprzez hydrauliczne związanie związków rozpuszczalnych (np. chlorków) oraz metali ciężkich i substancji ropopochodnych. Ponadto zwiększają stabilność fizykochemiczną i wytrzymałość mechaniczną uzyskanego materiału. Immobilizację zużytych płuczek wiertniczych najczęściej przeprowadza się w przypadku płuczek bentonitowych, ze względu na otrzymane parametry mechaniczne i stopień wymywalności szkodliwych substancji z zestalonego materiału.
 - Odwadnianie ciekłych odpadów wiertniczych (zużytych płuczek) w procesach filtracji w przewoźnych prasach komorowych, wspomaganym przez koagulację chemiczną z zastosowaniem odpowiednich koagulantów glinowych, ze wskazaniem na chlorek poliglinu, ze względu na warunki przebiegu procesu koagulacji. Proces rozdziału faz poprzez filtrację w prasie komorowej umożliwia otrzymanie materiału, który charakteryzuje się zawartością suchej masy w przedziale od 40 do 60% i nadaje się w tej postaci do wykorzystania dla celów rekultywacji terenu.
- Unieszkodliwianie odpadów wiertniczych poprzez składowanie powinno być traktowane jako końcowy element procesu zagospodarowania odpadami. Składowanie odpadów wiertniczych w Polsce realizowane jest na składowiskach:
- odpadów wiertniczych we Wronowie, gmina Niechłów, woj. dolnośląskie,
 - w Bukowcu, gmina Nowy Tomyśl, woj. wielkopolskie (obecnie w rekultywacji),
 - podziemnym bezzbiornikowym składowisku odpadów w Borzęcinie (gmina Żmigród, pow. trzebnicki, woj. dolnośląskie) wykorzystującym wyeksploatowane złożo gazu ziemnego do składowania odpadów na podstawie koncesji udzielonej PGNiG S.A. przez Ministra Środowiska.

Aspekty środowiskowe hydraulicznego szczelinowania

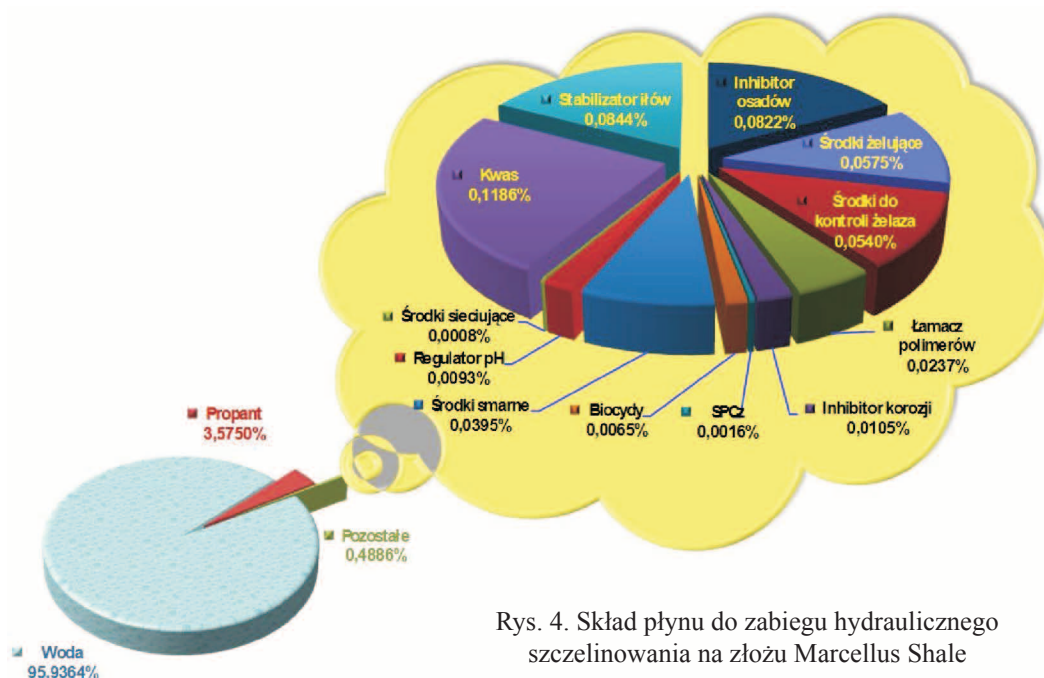
Nowoczesne zabiegi hydraulicznego szczelinowania w przypadku złóż niekonwencjonalnych (*tight* i *shale*) to w pełni kontrolowany proces, polegający na wtłoczeniu do złoża cieczy technologicznej (głównie wody z dodatkami) z wysoką wydajnością ($6\div 20\text{ m}^3/\text{min}$) i pod wysokim ciśnieniem (do 100 MPa), powodującym pęknięcie złoża i powstanie szczeliny. Gdy w strefie poddanej obróbce wytworzy się odpowiednia ilość szczelin, wraz z wodą jest tłoczony piasek o odpowiedniej granulacji i wytrzymałości mechanicznej (propant), który wciska się w wytworzone szczeliny i uniemożliwia ich zamknięcie, tworząc jednocześnie drogi dla gazu dopływającego do otworu (rysunek 3).

Udostępnianie złoża typu *tight* i *shale* odbywa się otworami pionowymi i poziomymi. Otwór poziomy pozwala na bardziej efektywną eksploatację zasobów niż otwór pionowy, np. 8 otworów poziomych rozchodzących się w jednej lokalizacji umożliwia dostęp do złoża, które w klasycznej eksploatacji wymagałoby odwiercenia 16 otworów pionowych. W celu poszerzenia zakresu eksploatacji złóż dąży się do wydłużenia otworów poziomych nawet do 2 km i przeprowadzenia wieloetapowego zabiegu hydraulicznego szczelinowania, co przekłada się na minimalizowanie wpływu środowiskowego przy jednoczesnym utrzymaniu wysokiego poziomu wydajności. Zabieg hydraulicznego



Rys. 3. Schemat hydraulicznego szczelinowania w złożu łupkowym [18]

szczelinowania umożliwia osiągnięcie efektu propagacji szczelin w złożu od 100 do 200 m. W otworach poziomych udostępniających złożo typu *tight* wykonuje się około 8 zabiegów szczelinowania hydraulicznego, zużywając na jeden zabieg około 800 m^3 płynu szczelinującego i 200 ton posadzki. W złożach typu *shale*, w otworach poziomych zakłada się konieczność wykonania 10 zabiegów hydraulicznego szczelinowania na każdym otworze, co wymaga zużycia około $20\ 000\text{ m}^3$ płynu szczelinującego i 4000 ton materiału posadzkowego [11, 18]. Płyn do zabiegu hydraulicznego szczelino-



Rys. 4. Skład płynu do zabiegu hydraulicznego szczelinowania na złożu Marcellus Shale

wania składa się z wody (90,5÷95,9%), polimeru i innych dodatków chemicznych (substancje sieciujące, inhibitory korozji, stabilizator ilów, środki powierzchniowo czynne, łamacz polimeru, biocydy) w ilości do 0,4 do 0,5% oraz podsadzki (piasek o odpowiedniej granulacji (3,6÷9,0%) [2, 3, 4, 5, 6]. Przykładowy skład płynu szczelinującego przedstawiono na rysunku 4. Obecnie preferowane są płyny bezpieczne dla środowiska, ale nie należy lekceważyć ryzyka wynikającego z negatywnego ich oddziaływania na wody powierzchniowe i podziemne.

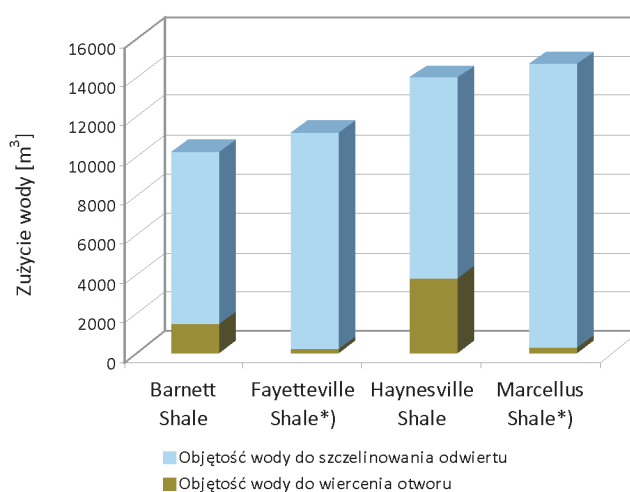
Zanieczyszczenie wód gruntowych i użytkowych poziomów wodonośnych może nastąpić podczas wycieku substancji chemicznych (wchodzących w skład płynu szczelinującego) na powierzchnię ziemi oraz w wyniku pęknięć i wycieku z rur, w przypadku wadliwego zacementowania rur okładzinowych podczas wiercenia lub może wynikać z budowy geologicznej rejonu złoża eksploatacji [12]. Obecnie często analizowany jest problem potencjalnego wpływu szczelinowania hydraulicznego na podziemne warstwy wodonośne. Dotychczas prowadzone badania nie wykazały, że powstałe szczeliny mogą sięgać do strefy wód podziemnych. W Polsce na Pomorzu Gdańskim formacje skalne, które będą poddawane zabiegowi hydraulicznego szczelinowania, zalegają na głębokości 3000÷4500 m pod powierzchnią ziemi, a zasięg szczelin powstałych podczas szczelinowania zawiera się granicach 100÷200 m w pionie. Ponadto poziomy wodonośne występujące na głębokości 100÷300 m pod powierzchnią ziemi odizolowane są od łupków gazonośnych pakietem nieprzepuszczalnych osadów o grubości 2000÷3000 m w postaci ilów i margli pochodzących z górnego syluru, a także pokrywają występujących lokalnie ewaporatów cechsztyńskich oraz triasowych ilów i łupków o miąższości 200 m [11, 12].

Dużym problemem związanym z przeprowadzonymi zabiegami szczelinowania hydraulicznego jest nadmierne zużycie wody, o czym świadczą dane dotyczące jej średniego zużycia na jeden odwiert horyzontalny dla złóż gazu niekonwencjonalnego w USA (Barnett Shale, Fayetteville Shale, Haynesville Shale, Marcellus Shale) (rysunek 5).

Objętość wody potrzebnej do zabiegu hydraulicznego szczelinowania otworu stanowi od 72% do 97% całkowitej objętości jej zużycia i jest najwyższa dla złoża Marcellus Shale – wynosi tam około 15 000 m³. Łączna ilość wody potrzebnej do zaspokojenia potrzeb sektora wydobywającego gaz z łupków na złożu Marcellus jest duża (32 mln m³), choć nie tak ogromna jeśli porównamy ją z innymi gałęziami gospodarki stanu Wirginia (USA), gdyż stanowi ona zaledwie 0,023% całkowitego zużycia wody [8, 14].

Woda do zabiegu hydraulicznego szczelinowania może być doprowadzana z istniejących wodociągów, rzek i jezior, z pobliskich oczyszczalni ścieków przyzakładowych lub oczyszczalni miejskich. Optymalnym rozwiązaniem pozyskiwania wody do zabiegu hydraulicznego szczelinowania jest powtórne wykorzystanie płynu zwrotnego (odpadu pozabiegowego) – recykling. Natomiast ostatecznym rozwiązaniem jest pozyskiwanie wody ze zbiorników wód podziemnych, z odwierconych do tego celu studni głębinowych, co wymaga regulacji prawnych określających maksymalny stopień poboru wód z warstw wodonośnych. W Polsce dostępne zasoby wód podziemnych formacji wodonośnych wynoszą 13 300 mln m³/rok, przy średnim zużyciu około 11%. Basen gazu w łupkach został zlokalizowany od środkowo-wschodniego Pomorza poprzez wschodnie Mazowsze, po wschodnią część Lubelszczyzny, czyli w rejonach o niższym od średniego zużyciu wody [11].

W trakcie procesu hydraulicznego szczelinowania formacji skał łupkowych powstawać będą duże ilości odpadów płynnych. Podczas wywołania otworu zostaje usunięty z produktywności jego części oraz z wytworzonych szczelin i spękań górotworu zatłoczony wcześniej płyn szczelinujący. Z każdego odwiertu możliwe jest pozyskanie znacznych ilości płynu zwrotnego (z ang. *flowback water*). Z dotychczasowych doświadczeń w USA wynika, że odzysk płynu po zabiegu szczelinowania złóż gazu ziemnego typu *tight* otworami pionowymi dla złoża wynosi 50÷70% użytej objętości płynu, zaś otworami horyzontalnymi (poziomymi) jest na ogół niższy i kształtuje się na poziomie 30÷50%. Odzysk płynu po zabiegu szczelinowania złóż typu *shale* jest niższy w porównaniu ze złożem typu *tight*



*) wiercenie prowadzono płuczką pianową i olejową

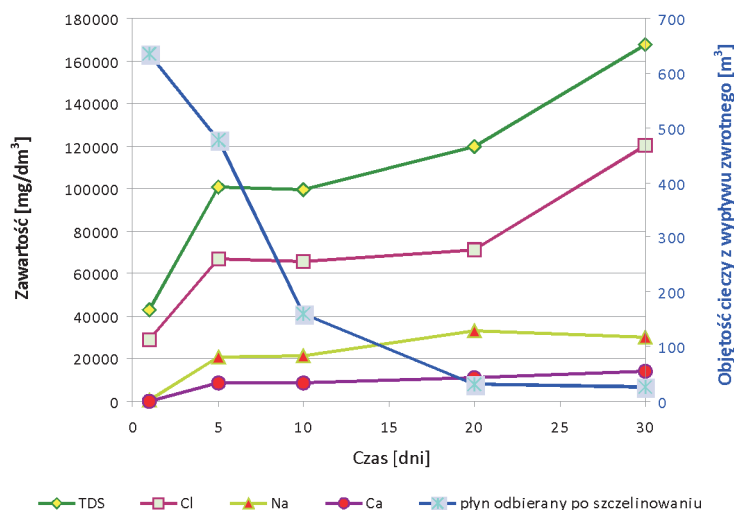
Rys. 5. Średnie zużycie wody przypadające na jeden odwiert dla złóż gazu niekonwencjonalnego w USA [13]

i kształtuje się w zakresie 40÷60% dla otworów pionowych i 10÷30% dla otworów poziomych [9, 13].

Większość wypływu płynu zwrotnego następuje w okresie od kilku godzin do kilkunastu dni od momentu wywołania. W trakcie kontaktu z górotworem płyn szczelinujący wchodzi w różnorakie reakcje ze skałami, a zawarta w nim woda miesza się z wodą złożową wypełniającą pory w skale. W wyniku tego procesu skład chemiczny płynu zwrotnego ulega zmianie w porównaniu do składu płynu szczelinującego, przy czym zmiana jest tym bardziej widoczna, im dłużej płyn szczelinujący pozostaje w złożu. We wczesnych stadiach po szczelinowaniu skład płynu zwrotnego jest zbliżony do składu płynu szczelinującego. Gdy następuje obniżenie objętości odzyskiwanego płynu zwrotnego w czasie, to wzrasta zawartość rozpuszczonych części stałych (TDS) – nawet do 160 g/dm³ i związana z tym zawartość chlorków (rysunek 6, tablica 1).

Oprócz składników użytych do sporządzenia płynu szczelinującego, odzyskiwany płyn po

szczelinowaniu może zawierać dodatkowo: rozpuszczone związki stałe (TDS), w tym chlorki pochodzące z kontaktu płynu szczelinującego z wodami złożowymi, składniki organiczne (węglowodory alifatyczne i aromatyczne), metale ciężkie oraz pierwiastki radioaktywne (rad, tor i uran) wystę-



Rys. 6. Zależność składu płynu zwrotnego po zabiegu hydraulicznego szczelinowania od czasu jego wypływu na powierzchnię [17]

Tablica 1. Analiza płynu zwrotnego po zabiegu hydraulicznego szczelinowania na złożu Marcellus Shale [15]

Oznaczenie	Objętość płynu zwrotnego [m ³]		
	79,5	318	636
Aniony			
M – Alkaliczność (mg/l w przeliczeniu na CaCO ₃)	170	190	210
Cl ⁻ [mg Cl ⁻ /l]	12 100	18 600	24 400
SO ₄ ²⁻ [mg SO ₄ ²⁻ /l]	5	23	13
Kationy			
K ⁺ [mg K ⁺ /l]	85	63	73
Na ⁺ [mg Na ⁺ /l]	7 792	10 550	15 650
Ca ²⁺ [mg Ca ²⁺ /l]	500	622	965
Mg ²⁺ [mg Mg ²⁺ /l]	38	44	69
Twardość ogólna (w przeliczeniu na CaCO ₃)	1 405	1 737	2 695
Ba ²⁺ [mg Ba ²⁺ /l]	198	793	1 463
Sr ²⁺ [mg Sr ²⁺ /l]	177	247	421
Fe ²⁺ [mg Fe ²⁺ /l]	5,5	0,1	15
Fe ogólne [mg Fe/l]	14	6,3	20
Inne oznaczenia			
Odczyn (pH)	6,2	6,36	6,37
TSS [mg Cl ⁻ /l]	397	50	108
Ciężar właściwy [g/ml]	1,017	1,013	1,024
Potencjał Langeliera	korozyjny	neutralny	neutralny
Indeks nasycenia Langeliera (LSI)	-0,27	0,16	0,43

pujące w formacjach łupkowych. W skład rozpuszczonych związków stałych (TDS) mogą wchodzić oprócz chlorków także siarczany, bromki oraz jony: sodu, potasu, wapnia, magnezu, strontu, baru, metali ciężkich itp. Ich ilość i skład chemiczny zależy od miejscowych warunków geologicznych (dane analiz płynu zwrotnego ze złoża Marcellus – tablica 1).

Metody zagospodarowania płynu zwrotnego po zabiegu hydraulicznego szczelinowania

Powtórne użycie płynu zwrotnego po szczelinowaniu (recykling). W celu uzyskania takich parametrów odzyskiwanych płynów zwrotnych po zabiegu hydraulicznego szczelinowania, które umożliwią powtórne jego zastosowanie jako bazy lub dodatku do sporządzania płynu szczelinującego, konieczne jest zastosowanie zabiegów podczyszczania. W początkowym okresie odbioru płynu zwrotnego po zabiegu hydraulicznego szczelinowania, gdy następuje wypływ wody o niskim stopniu zasolenia (dane ze złoża Marcellus Shale – tablica 1), możliwe jest powtórne jego wykorzystanie do sporządzania następnej partii płynu szczelinującego, po przeprowadzeniu zabiegów podczyszczania, które obejmują [26]:

- procesy usuwania osadów i zawiesin: filtracja (układ szeregu stopni filtracyjnych umożliwiających stopniowe usuwanie zanieczyszczeń) oraz koagulacja w połączeniu z flokulacją, sedymentacją i filtracją, przy czym obecnie preferuje się zastąpienie konwencjonalnego systemu wstępnego oczyszczania wody przez mikrofiltrację (MF) lub ultrafiltrację (UF),
- procesy usuwania zanieczyszczeń węglowodorowych: flotacja, sorpcja (pianki i maty sorpcyjne), hydrocyklony, procesy biodegradacji zanieczyszczeń ropopochodnych z wykorzystaniem biopreparatów sporządzonych na bazie mikroorganizmów zdolnych do rozkładu zanieczyszczeń ropopochodnych, zastosowanie membran ceramicznych.

W przypadku stwierdzenia wzrostu zasolenia odbieranego płynu ponad ustalone dopuszczalne wartości, należy go skierować do magazynowania w oddzielnych zbiornikach, a następnie przeprowadzić odpowiednie procesy odsalania i utylizacji pozostałości po odsalaniu odpadów.

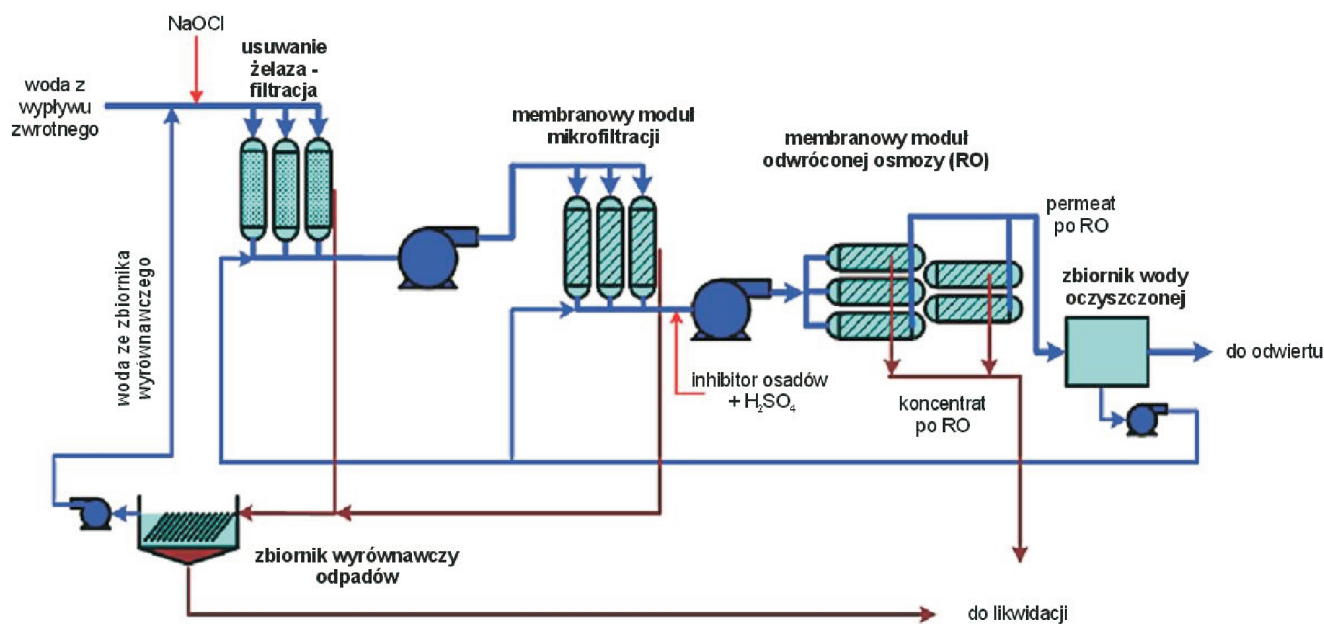
W technologii odsalania szerokie zastosowanie znajdują metody termiczne oraz obecnie dominujące technologie membranowe oparte na elektrodializie (ED) i odwróconej osmozie (RO) [1, 7, 10, 14, 16, 25, 26].

Elektrodializa (ED) – to proces, w którym stosuje się membrany jonowymiennie (kationowe i anionowe) umieszczone w polu elektrycznym, co pozwala na transport anionów i kationów zawartych w surowej wodzie

Na podstawie wykonanych analiz, w trakcie odbierania płynu zwrotnego po szczelinowaniu można ustalić możliwości jego zagospodarowania oraz określić rodzaje procesów, które pozwolą na odpowiednie przygotowanie go do powtórnego zastosowania lub do oczyszczenia zgodnie z obowiązującymi przepisami.

zasolonej. Obecnie zaleca się stosowanie membran hybrydowych, posiadających matrycę z nieorganicznych materiałów jonowymiennych w połączeniu organicznym. Charakteryzują się one wysoką mechaniczną, termiczną i chemiczną stabilnością oraz wyższą żywotnością (7÷10 lat). W porównaniu z innymi technikami membranowymi (np. odwrócona osmoza) elektrodializa cechuje się niższą podatnością membran elektrodializacyjnych na *fouling*, czyli blokowanie wskutek zanieczyszczenia substancjami nieorganicznymi bądź organicznymi, co obniża koszty wstępnego przygotowania wody do procesu odsolenia. Proces elektrodializy wymaga zużycia energii w przedziale 12÷2,5 kWh/m³ (napędzenie pomp) oraz 1 kW energii na każdy kilogram usuniętej soli. Jest on bardziej energooszczędny w porównaniu z odwróconą osmozą, która wymaga do odsolenia 1 m³ wody morskiej zużycia energii rzędu 25 kWh. Jest on konkurencyjny wobec odwróconej osmozy przy zasoleniu wody surowej w przedziale 1÷10 g/dm³, gdyż wówczas posiada znacznie wyższy stopień odzysku wody (na poziomie 80÷90%). Koszt odsolenia 1 m³ wody wynosi około 3÷4 zł, jednak metoda ta powoduje uzyskiwanie znaczących ilości (około 10÷20% początkowej objętości) zateżonego odpadu, który należy zutylizować innymi metodami. Elektrodializę wykorzystuje się w procesach odsalania płynu zwrotnego po zabiegu hydraulicznego szczelinowania na niekonwencjonalnych złożach w USA (Barnett Shale, Fayetteville Shale, Haynesville Shale, Marcellus Shale). W wyniku przeprowadzonego procesu elektrodializy uzyskano obniżenie stałych substancji rozpuszczonych (TDS) do poziomu 2000 ppm, ponadto redukcję zawartości metali ciężkich w granicach: 97÷98%, VOC_S – 95÷97%. Zastosowanie procesu elektrodializy w procesach odsalania jest ograniczone wyjściową zawartością TDS do 22 g/dm³. Zastosowanie połączenia elektrodializy z odwróconą osmozą umożliwia prowadzenie procesu odsalania w odpadzie o stężeniu soli na poziomie 50 g/dm³. Wówczas usunięcie zanieczyszczeń (TDS) kształtuje się na poziomie 99% [25].

Odwrócona osmoza (RO) to proces, w którym zachodzi wymuszona dyfuzja rozpuszczalnika: od roztworu



Rys. 7. Schemat przebiegu procesu odsalania wody z wypływu zwrotnego po zabiegu hydraulicznego szczelinowania na złożu Marcellus Shale, z wykorzystaniem mikrofiltracji (MF) i odwróconej osmozy (RO) [10]

o wyższym stężeniu substancji rozpuszczonej do roztworu o stężeniu niższym, przez błonę półprzepuszczalną rozdzielającą dwa roztwory o różnym stężeniu, co prowadzi do zwiększenia różnicy ich stężeń. Odwrócona osmoza, w odróżnieniu od spontanicznej, musi zostać wywołana przyłożeniem do membrany ciśnienia o większej wartości, skierowanego przeciwnie niż ciśnienie osmotyczne naturalnie występujące w układzie. Umożliwia ona zatrzymywanie przez membranę jonów i małych cząsteczkowych związków organicznych, i jest szeroko wykorzystana do prowadzenia procesów odsalania ścieków o wysokiej zawartości soli – powyżej 10 g/dm³, przy zastosowaniu komercyjnych membranowych modułów spiralnych lub z włókien kapilarnych.

Metoda ta jest jedną z najbardziej ekonomicznych, gdyż koszt uzyskania 1 m³ odsalanej wody wynosi około 2÷3 zł, przy odzysku wody na poziomie 65÷75%. Koszt wstępnego przygotowania wody może stanowić nawet około 50% wszystkich kosztów eksploatacyjnych i poza standardową filtracją obejmuje zwykle dodatkowe procesy: koagulację, sorpcję na węglu aktywnym oraz filtrację przez elementy porowate [25].

Odwrócona osmoza znalazła szerokie zastosowanie do odsalania wody z wypływu zwrotnego po zabiegu hydraulicznego szczelinowania złóż niekonwencjonalnych w USA. Na rysunku 7 przedstawiono przebieg procesu odsalania wody z wypływu zwrotnego na złożu Marcellus Shale przy zastosowaniu odwróconej osmozy i mikrofiltracji do wstępnego oczyszczenia [10, 14].

Metody termiczne oparte są na: wielostopniowym odparowaniu równowagowym (MSF), destylacji wielokrotnej (MED – wykorzystanie serii wyparek i przenoszenie ciepła do surowej wody podczas skraplania pary wodnej) oraz destylacji przez sprężone pary (VC). Proces MDE, oparty na transporcie ciepła do wody surowej, podczas kondensacji pary w serii wyparek (wymienników ciepła) jest niewrażliwy na początkowe stężenie soli w wodzie surowej i obecność innych substancji rozpuszczonych. Woda produkowana metodami termicznymi jest praktycznie czysta i pozbawiona soli (poniżej 50 mg/dm³), a koszt odsolenia jej 1 m³ kształtuje się na poziomie 4÷6 zł [8]. Przy hipotetycznym założeniu, że odsalaniu poddajemy zanieczyszczoną wodę w ilości 1000 tys. m³, o mineralizacji (TDS) 100 000 ppm, uzyskana pozostałość, którą należy w racjonalny sposób zagospodarować będzie kształtować się na poziomie 55 500 ton.

Obecnie metody termiczne znajdują coraz szersze zastosowanie do odsalania wody z wypływu zwrotnego po zabiegu hydraulicznego szczelinowania złóż niekonwencjonalnych w USA. Na fotografii 1 przedstawiono układy wyparek oferowanych przez dwie firmy: firmę Trilogy, o przepustowości odsalanej wody od 100 m³ do 15 tys. m³ na dobę i wysokiej efektywności (gdyż możliwe jest odsolenie wody o wysokiej zawartości TDS (300 g/m³) do poziomu < 300 ppm, przy temp. 46°C) oraz firmę Avara, oferującą przewoźne układy wyparek o przepustowości od 15 m³ do 15 tys. m³ na dobę [16]. Uzyskany po procesie odparowania odpad w postaci stałej (mieszanka soli z przewagą



Fot. 1. Układy termiczne (wyparki) stosowane w procesach odsalania wody z wypływu zwrotnego po zabiegach hydraulicznego szczelinowania na złożu Marcellus Shale, oferowane przez firmy: Trilogy i Avara [16]

chlorków) może zostać wykorzystany gospodarczo, jeżeli nie są w nim obecne zbyt duże stężenia metali ciężkich czy substancji promieniotwórczych. Jeżeli w odpadzie są obecne metale ciężkie, a w szczególności substancje promieniotwórcze wymyte z formacji łupkowych, należy go traktować jako odpad niebezpieczny i utylizować zgodnie z obowiązującym ustawodawstwem dotyczącym utylizacji odpadów promieniotwórczych. Odpady z procesu odsalania mogą być również przekazane do utylizacji wyspecjalizowanym firmom, które posiadają zezwolenia na likwidację tego typu odpadów.

W nowoczesnych procesach odsalania na większą skalę stosuje się systemy hybrydowe, łączące zalety technik membranowych z metodami termicznymi. Koszt takich rozwiązań jest niższy niż każdego procesu oddzielnie. Najczęściej znajdują zastosowanie systemy hybrydowe, polegające na łączeniu odwróconej osmozy z metodami termicznymi i z destylacją membranową oraz na zastępowaniu konwencjonalnego systemu wstępnego oczyszczania wody przez mikrofiltrację (MF) lub ultrafiltrację (UF). Zaletą tych systemów jest efektywne wykorzystanie energii elektrycznej i wody odsolonej, wykorzystanie ciepła odpadowego instalacji MSF oraz możliwość wykorzystania pary wodnej o niskim ciśnieniu, wytworzonej w MSF do odgazowania wody przed wprowadzeniem na membrany.

Korzyścią wynikającą z zastosowania recyklingu płynu z wypływu zwrotnego jest ograniczenie poboru wód z ujęć wodociągowych oraz z rzek i jezior, a ponadto zmniejszenie ruchu samochodowego cystem, związanego z wywożeniem wody odzyskanej po przeprowadzonym zabiegu hydraulicznego szczelinowania.

Zasadność wykorzystywania wysokosprawnych technologii odsalania wymaga jednak szczegółowego rozpoznania. Zastosowanie tych technologii powinno charakteryzować się efektywnością ekonomiczną i dbałością o środowisko naturalne [7]. Biorąc pod uwagę wysoki koszt odsalania odpadu po zabiegu hydraulicznego szczelinowania oraz utylizacji suchej pozostałości po oczyszczaniu,

zawierającej (oprócz chlorków) jony baru, strontu oraz innych metali ciężkich, a także substancje promieniotwórcze wymyte z formacji łupkowych, celowe wydaje się dążenie do ograniczenia ilości wody stosowanej do zabiegu szczelinowania, a w dalszej kolejności do recyklingu.

Zatłoczenie do wyeksploatowanego złoża lub w izolowane warstwy chłonne – jest tanią i efektywną metodą usunięcia odpadu po zabiegu hydraulicznego szczelinowania. Do czynników bezpośrednio wpływających na proces zatłaczania można zaliczyć: porowatość i przepuszczalność ośrodka skalnego, zawartość zawiesin w zatłaczanej wodzie, mineralizację i skład chemiczny wody, wykształcenie litologiczne oraz zawartość minerałów ilastych w skałach zbiornikowych. W celu ochrony odwiertów zatłaczających i strefy przyodwiertowej przed kolmatacją należy przeprowadzić badania kompatybilności wody zatłaczanej z wodą węgelną i wstępnie usunąć z wody przeznaczonej do zatłaczania osady, zawiesiny i substancje ropopochodne (węglowodory). Zatłaczanie odpadu po szczelinowaniu do górotworu powinno opierać się na koncesji na zatłaczanie i magazynowanie odpadów płynnych (w tym również substancji promieniotwórczych). W przypadku wykonywania zabiegów szczelinowania na skalę przemysłową problemem może być transport dużych ilości wód do odwiertów zatłaczających oraz wymagania wysokiej chłonności i pojemności złóż, do których będzie realizowane zatłaczanie.

Przekazanie do licencjonowanych oczyszczalni ścieków – to najprostsza metoda zagospodarowania odpadu po zabiegu hydraulicznego szczelinowania przeprowadzonego na złożach niekonwencjonalnych. Należy zwrócić szczególną uwagę na zawartość takich substancji, do których usunięcia oczyszczalnie ścieków nie są przystosowane, albo tych, które mogą zaburzyć przebieg oczyszczania (np. etap oczyszczania biologicznego): podwyższone zawartości stałych substancji rozpuszczonych (TDS), metale ciężkie oraz substancje promieniotwórcze. Poważny problem przy przekazywaniu odpadu pozabiegowego do oczyszczalni może stanowić także jego transport – samochodowy lub rurociągowy.

Podsumowanie

Przedstawiony w artykule przegląd zagrożeń środowiskowych dowodzi, że sumaryczny wpływ pozyskania gazu z formacji łupkowych na środowisko jest znacznie większy w porównaniu z pracami podczas pozyskiwania gazu za złóż konwencjonalnych. Generowanie większej ilości odpadów wiertniczych spowodowane jest prowadzeniem prac wiertniczych ze znacznie zwiększoną intensywnością. Negatywne oddziaływanie na środowisko gruntowo-wodne może być szczególnie widoczne podczas zabiegów hydraulicznego szczelinowania. Zagrożenia te występują już na etapie prac przygotowawczych, w wyniku magazynowania środków chemicznych i dużej ilości wody, oraz w trakcie realizacji zabiegu, w formie skażenia wód podziemnych.

Zabiegi hydraulicznego szczelinowania generują znaczne ilości ciekłych odpadów, które należy w racjonalny sposób zagospodarować. Optymalnym rozwiązaniem jest ich powtórne wykorzystanie do sporządzania płynów w kolejnych zabiegach hydraulicznego szczelinowania. Wymaga to jednakże zastosowania metod ich podczyszczania, a w dalszej kolejności przeprowadzenia procesów ich odsalania, z wykorzystaniem technologii charakteryzujących się efektywnością ekonomiczną i dbałością o środowisko naturalne. Obecnie trwają prace poszukiwawcze i analizy badań celem udokumentowania zasobów – jest to dobry czas na podjęcie prac badawczych, kluczowych w kontekście bezpiecznej dla środowiska eksploatacji gazu z formacji łupkowych.

Literatura

- [1] *AQUA-PURE Ventures, Through Fountain Quail, Sees Shale Gas Play as Turning The Corner*. „Environmental Business Journal” 2010, vol. 23, No. 11.
- [2] Arthur J. D., Bohm B., Coughlin B. J., Layne M.: *Evaluating the Environmental Implications of Hydraulic Fracturing in Shale Gas Reservoirs*. ALL Consulting, 2008.
- [3] Arthur J. D., Bohm B., Coughlin B. J., Layne M.: *Hydraulic Fracturing Consideration for Natural Gas Wells of the Fayetteville Shale*. ALL Consulting, 2008.
- [4] Arthur J. D., Bohm B., Layne M.: *Considerations for Development of Marcellus Shale Gas*. „World Oil”, July 2009.
- [5] Arthur J. D., Bohm B., Layne M.: *Hydraulic Fracturing Consideration for Natural Gas Wells of the Marcellus Shale*, ALL Consulting. The Ground Water Protection Council 2008 Annual Forum, Cincinnati, Ohio, September 21–24, 2008.
- [6] Arthur J. D., Coughlin B. J., Bohm B. K.: *Summary of Environmental Issues, Mitigation Strategies, and Regulatory Challenges Associated With Shale Gas Development in the United States and Applicability to Development and Operations in Canada*. Canadian Society for Unconventional Gas, SPE 138977.
- [7] Bujakowski W., Tomaszewska B.: *Zarys problematyki wodno-środowiskowej w aspekcie technologii eksploatacji gazu łupkowego*. „Bezpieczeństwo Pracy i Ochrona Środowiska w Górnictwie” 2011, nr 6 (202).
- [8] Butcher M.: *Marcellus Water Sourcing and Logistics*. Materiały konferencyjne, EQT Production, April 13–14, 2011.
- [9] Grzybek I.: *Techniczne i środowiskowe aspekty pozyskania gazu łupkowego*. „Bezpieczeństwo Pracy i Ochrona Środowiska w Górnictwie” 2011, nr 6.
- [10] Larson B., Dwyer J., Tomas-Benke B.: *Integrated Water Management Case Study for Unconventional Gas and Oil Operations*. Materiały konferencyjne, Pioneer Natural Resources & CH2M Hill, April 13–14, 2011.
- [11] Lewis G., Shith T., Perry K. F., Poprawa P.: *Gaz niekonwencjonalny – szansa dla Polski i Europy? Analiza i rekomendacje. Podstawowe informacje – Technologia, Zasoby i Bezpieczeństwo. Wpływ poszukiwań i wydobycia gazu niekonwencjonalnego na środowisko naturalne*. Instytut Kościuszki, 2011.
- [12] Macuda J., Hadro J., Łukańko Ł. Ł.: *Środowiskowe implikacje gazu łupkowego*. „Bezpieczeństwo Pracy i Ochrona Środowiska w Górnictwie” 2011, nr 6.
- [13] *Modern Shale Gas Development in the United States. A Primer*, Ground Water Protection Council & ALL Consulting, April 2009.
- [14] OPUS Technology, *Optimized Pretreatment and Unique Separation (OPUS)*, Velia Water Solutions & Technologies, <http://www.veoliawaterst.com/opus/en/>
- [15] Papso J., Blauch M., Grottenthaler D. Ł.: *Cabot Gas Well Treated With 100% reused Frac Fluid*. Superior Well Services.
- [16] Richardson N.: *Evaluating Recycling Technology Options Against Treatment Objectives to Determine Long Term Cost Effectiveness*. Materiały konferencyjne, Trilogy, Avara, April 13–14, 2011.
- [17] Skousen J., Ziemkiewicz P.: *Uwagi nt. rewitalizacji placów wiertniczych formacji Marcellus Shale w Zachodniej Wirginii (USA)*. „Bezpieczeństwo Pracy i Ochrona Środowiska w Górnictwie” 2011, nr 6.
- [18] Smith M.: *Shale Gas Development in the U.S.*, Interstate Oil & Gas Compact Commission, 2010.
- [19] Steliga T., Kluk D.: *Badania nad doborem zagospodarowania płuczek wiertniczych*. Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna GEOPETROL 2010 nt. *Nowe metody i technologie zagospodarowania złóż i wydobycia węglowodorów w warunkach lądowych i morskich*. Zakopane 20–23.09.2010. Prace naukowe INiG nr 170. Kraków 2010.
- [20] Uliasz M., Steliga T.: *Kompleksowe przedsięwzięcia ograniczające ilości i szkodliwości odpadów wiertniczych oraz zasady ich zagospodarowania*. Dokumentacja INiG (niepublikowana), 2010.
- [21] Uliasz M. i in.: *Nowe rodzaje soli potasowych składnikami płuczek wiertniczych stosowanych do przewiercania warstw ilasto-łupkowych, w tym zbiornikowych*. Praca IGNiG. Kraków 2003.

- [22] Uliasz M., Błaż S., Zima G.: *Zagospodarowanie zużytych płuczek otworowych poprzez ich zestalanie*. Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna GEOPETROL 2010 nt. *Nowe metody i technologie zagospodarowania złóż i wydobywania węglowodorów w warunkach lądowych i morskich*. Zakopane 20–23.09.2010. Prace naukowe INiG nr 170. Kraków 2010.
- [23] Uliasz M., Herman Z.: *Nowe rodzaje cieczy roboczych bezpieczne dla środowiska*, WUG. „Bezpieczeństwo Pracy i Ochrona Środowiska w Górnictwie” 2003, nr 9.
- [24] Uliasz M., Zima G., Błaż S.: *Zastosowanie testów ekotoksykologicznych do oceny toksyczności płuczek wiertniczych*. Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna GEOPETROL 2010 nt. *Nowe metody i technologie zagospodarowania złóż i wydobywania węglowodorów w warunkach lądowych i morskich*. Zakopane 20–23.09.2010. Prace naukowe INiG nr 170. Kraków 2010.
- [25] *Water Treatment Catalog and Decision Tool, Water Treatment Technology Fact Sheet, Electrodialysis*, ALL Consulting.
- [26] Zhou H, Smith D. W.: *Advanced technologies in water and wastewater treatment*. J. Environ. Sci, vol. 1, s. 247–264, 2002.



Dr hab. inż. Teresa STELIGA – profesor nadzwyczajny INiG, kierownik Zakładu Technologii Eksploatacji Płynów Złożowych. Zajmuje się realizacją prac naukowo-badawczych z zakresu ochrony środowiska w górnictwie ropy i gazu oraz bioremediacją odpadów zanieczyszczonych substancjami ropopochodnymi. Autorka ponad 120 publikacji oraz kilku patentów i wdrożeń.



Dr inż. Małgorzata ULIASZ – absolwentka AGH. Kierownik Zakładu Technologii Wiercenia INiG, Oddział Krosno. Specjalizuje się w tematyce dotyczącej technologii płuczek wiertniczych stosowanych do wiercenia otworów w różnych warunkach geologiczno-złożowych oraz cieczy roboczych do prac związanych z opróbowaniem i rekonstrukcją odwiertów.

ZAKŁAD TECHNOLOGII EKSPLOATACJI PŁYNÓW ZŁOŻOWYCH

- optymalizacja procesów wydobywania i przygotowania do transportu ropy i gazu;
- bioremediacja gruntów, odpadów wiertniczych i eksploatacyjnych zanieczyszczonych substancjami ropopochodnymi;
- rekultywacja terenów skażonych substancjami ropopochodnymi;
- opracowanie technologii oczyszczania ścieków eksploatacyjnych i wód złożowych z zanieczyszczeń ropopochodnych;
- badania i dobór inhibitorów parafinowo-hydratowych oraz deemulgatorów stosowanych w procesach eksploatacji złóż węglowodorów;
- monitorowanie zmian zawartości związków siarki w podziemnych magazynach gazu i opracowanie koncepcji działań zapobiegających powstawaniu siarkowodoru w złożu;
- monitorowanie jakości gazu w sieciach przesyłowych;
- wykonywanie kart katalogowych oraz opracowanie opinii bezpieczeństwa użytkowania środków chemicznych stosowanych podczas zabiegów intensyfikacyjnych i eksploatacyjnych w warunkach otworowych;
- analizy płynów złożowych, zanieczyszczeń gleby i ścieków, odpadów wiertniczych i eksploatacyjnych.

Kierownik: dr hab. inż. Teresa Steliga, prof. INiG

Adres: ul. Armii Krajowej 3, 38-400 Krosno

Telefon: 13 436 60 29, 13 436-89-41 w. 227

Faks: 13 436-79-71

E-mail: teresa.steliga@inig.pl

