

Evaluación Teórica del Potencial Energético del “Flowback” de Procesos de “Fracking” a partir de su Caracterización Físicoquímica

Erika Julieth Rojas Patiño

Trabajo de Grado para Optar el Título de Especialista en Química Ambiental

Director

Alexander Meneses Jácome

Ph.D. Ingeniería de Sistemas Energéticos

Universidad Industrial de Santander

Facultad de Ciencias

Escuela de Química

Especialista en Química Ambiental

Bucaramanga

2019

*Dedicatoria*

A María de Los Ángeles Patiño Ariza, quién desde el cielo me guía, motiva y sigue ayudando; fue uno de mis mayores ejemplos a seguir y quiero expresarle todo mi amor y gratitud por medio del esfuerzo y tiempo dedicado a esta investigación. Siempre estarás en mi corazón.

*Agradecimientos*

Agradezco en primer lugar a Dios por ser mi guía, darme salud y sabiduría, para lograr cada meta que me propongo.

Al Dr. Alexander Meneses Jácome por su dedicación, paciencia y entrega durante el desarrollo de esta investigación, le agradezco por los conocimientos compartidos y la inmensa ayuda para la realización de una monografía que llenara nuestras expectativas, mi total respeto y admiración.

A mi padre, Elibardo Rojas, por ser mi apoyo incondicional en cada proyecto que emprendo, por motivarme, amarme y ser inspiración.

A mi pareja, Johan Acevedo, por su ayuda y acompañamiento total durante mi proceso en la investigación y especialización, además de sus palabras de ánimo en los momentos de mayor estrés.

A mi hermana, Paola Rojas, por su compañía constante e inspiración, por ser una de las personas que más me motiva a dar lo mejor.

## Tabla de Contenido

	Pág.
Introducción .....	11
1. Objetivos .....	13
1.1. Objetivo General .....	13
1.2. Objetivos Específicos.....	13
2. Marco Teórico.....	14
3. “Fracking”: Antecedentes y Problemática Ambiental .....	17
3.1. Antecedentes .....	17
3.2. Problemáticas Ambientales.....	19
4. “Flowback”: Gestión, Tratamiento y Disposición .....	22
4.1. Aspectos Ambientales.....	22
4.2. Caracterización Fisicoquímica y Bioquímica del “Flowback” .....	26
4.3. Aspectos Técnicos Sobre Tratamiento del “Flowback” .....	32
5. Análisis del Potencial energético del “flowback” .....	37
Conclusiones .....	44
Referencias Bibliográficas .....	46

### Lista de Tablas

Tabla 1. <i>Caracterización fisicoquímica y bioquímica del “flowback”</i> .....	28
Tabla 2. <i>Caracterización de sustancias asociadas a la conductividad eléctrica</i> .....	29
Tabla 3. <i>Caracterización de sustancias asociadas a la Demanda Química de Oxígeno</i> .....	31
Tabla 4. <i>Características generales de los tratamientos de “flowback”</i> .....	36
Tabla 5. <i>Potencial energético del “flowback”</i> .....	41

### **Lista de Figuras**

<i>Figura 1.</i> Porcentajes de composición química de los fluidos de perforación.....	26
<i>Figura 2.</i> Tratamientos de desalinización y su consumo energético (RO: Reverse Osmosis). ....	33
<i>Figura 3.</i> Eficiencia energética de la Osmosis Inversa.....	35

## RESUMEN

**TÍTULO:** EVALUACIÓN TEÓRICA DEL POTENCIAL ENERGÉTICO DEL “FLOWBACK” DE PROCESOS DE “FRACKING” A PARTIR DE SU CARACTERIZACIÓN FISCOQUÍMICA\*

**AUTOR:** ERIKA JULIETH ROJAS PATIÑO\*\*

**PALABRAS CLAVE:** FLOWBACK, CARACTERIZACIÓN QUÍMICA, FRACTURACIÓN HIDRÁULICA, TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO, POTENCIAL ENERGÉTICO.

### DESCRIPCIÓN:

El “fracking” es un mejorado método de explotación minera implementado para extraer hidrocarburos no convencionales cuando éstos están “atrapados” en rocas poco permeables (p.ej. rocas tipo shales, arcillolitas o margas), por lo cual se hace estrictamente necesario fracturar hidráulicamente las rocas donde el hidrocarburo está hospedado, para poder extraerlo desde el subsuelo hacia la superficie, requiriéndose así un intenso uso de agua mezclada con diversas sustancias químicas que permitan dicha fracturación. Sin embargo, parte de ésta agua retorna a la superficie en forma de un fluido conocido como “flowback”, el cual es el responsable de serias preocupaciones ambientales debido a su composición fisicoquímica y bioquímica, la que a su vez es amplia, compleja y dinámica. Adicionalmente, el “flowback” requiere de tratamientos avanzados ya sea para su vertimiento o reúso dentro del proceso, pero su implementación demanda un muy alto gasto energético. No obstante, una oportunidad para mejorar el perfil ambiental del “fracking”, está en el hecho de que, aunque es una tecnología consumidora de energía una parte de ésta podría ser recuperada a partir del “flowback”, efluente que ofrece un potencial recobro energético *in-situ*, debido a distintos potenciales químicos (obtenidos mediante la materia orgánica y salinidad) y térmicos (derivados de la diferencia térmica entre el “flowback” y el ambiente) asociados a su evacuación, tratamiento y posible reúso.

---

\* Trabajo de grado

\*\* Facultad de Ciencias. Escuela de Química. Director: Alexander Meneses Jácome, Ingeniero Químico.

## ABSTRACT

**TITLE:** THEORETICAL EVALUATION OF THE "FLOWBACK'S" ENERGETIC POTENTIAL OF "FRACKING" PROCESSES FROM ITS PHYSICOCHEMICAL CHARACTERIZATION\*

**AUTHOR:** ERIKA JULIETH ROJAS PATIÑO\*\*

**KEYWORDS:** FLOWBACK, HYDRAULIC FRACTURING, CHEMICAL AND BIOCHEMICAL CHARACTERIZATION, TREATMENT TECHNOLOGIES, ENERGETIC POTENTIAL.

### DESCRIPTION:

The "fracking" is an improved mining method implemented to extract unconventional hydrocarbons when they are "trapped" in low permeable rocks (e.g. shales, arcillolites or marls), for which it is strictly necessary to fracture hydraulically the rocks where the hydrocarbon is hosted, to be able to extract it from the subsoil to the surface, but requiring an intense use of water mixed with various chemical substances that allow the fracturing. However, part of this water returns to the surface in the form of a fluid known as "flowback", which is responsible for serious environmental concerns due to its physicochemical and biochemical composition, which in turn is wide, complex and dynamic. Additionally, the "flowback" requires advanced treatments for either dumping or reuse within the process, but its implementation demands a very high energy expenditure. However, an opportunity to improve the environmental profile of "fracking", is the fact that, although it is an energy consuming technology, a part of it could be recovered from the "flowback", an effluent that offers a potential energy recovery *in-situ*, due to different chemical potentials (obtained by organic matter and salinity) and thermal (derived from the thermal difference between the "flowback" and the environment) associated with its evacuation, treatment and possible reuse.

---

\* Bachelor Thesis

\*\* Facultad de Ciencias. Escuela de Química. Director: Alexander Meneses Jácome, Ingeniero Químico.

## Introducción

La extracción de petróleo y gas por el método del “fracking” ha aumentado considerablemente en la última década (Cook et al., 2016), debido a la disminución de reservas de fácil explotación, ya que permite un aumento en la producción al lograr extraer el crudo del shale o mantos de baja permeabilidad. Sin embargo, este proceso de recobro mejorado de crudo ha sido fuertemente cuestionado por su impacto ambiental potencial (Donaldson, Alam, & Begum, 2013; U.S Environmental Protection Agency, 2016), debido a que esta tecnología requiere el uso de altos volúmenes de agua, agua que a su vez es mezclada con aditivos químicos que permiten que la presión se mantenga a altas profundidades y de esta forma lograr una óptima fracturación de las rocas (Rosenblum et al., 2017).

El agua inyectada, también conocida como fluido de perforación, tiene una alta carga tóxica debido a los diferentes compuestos químicos añadidos durante el proceso (Rosenblum et al., 2017). Un porcentaje del fluido de perforación regresa a la superficie, recibiendo el nombre de “flowback”; este “flowback” viene mezclado con sustancias químicas provenientes tanto de los compuestos químicos añadidos al inicio del proceso, como de sustancias arrastradas o lixiviadas de la misma formación geológica. Así, el “flowback”, puede contener entre otros una gran cantidad de metales pesados, materiales radioactivos de origen natural, iones disueltos y alta salinidad, por lo que este fluido puede representar un gran problema ambiental cuando

finalmente haya cumplido su ciclo útil, es decir, cuando ya no pueda ser reinyectado al proceso de extracción y deba ser desechado (Rosenblum et al., 2017).

Por tal razón, es necesario que el “flowback” tenga un acondicionamiento previo, sea para su reúso dentro del proceso o para su vertimiento al medio ambiente, en este último caso para minimizar los impactos y a su vez cumplir con los requerimientos dados por las regulaciones locales o por necesidades reales de protección ambiental (Engelber et al., 2015); por ende, se deben implementar procesos de tratamiento avanzados, que generalmente representan un alto gasto energético adicional al requerido durante la extracción y producción de petróleo y gas y por consiguiente promueven un impacto adicional, el consumo de energía en su mayoría fósil (Butkovskiy et al., 2018; Thiel et al., 2015).

No obstante, la contaminación química presente en este tipo de corrientes puede en sí mismo representar una oportunidad para reducir los consumos de energía e incluso para implementar estrategias de recobro parcial de energía, en términos de potencial salino y materia orgánica, con lo cual se podría generar un aprovechamiento del “flowback” en los procesos de “fracking”.

En este sentido el presente proyecto propone establecer rangos típicos de caracterización fisicoquímica y bioquímica del “flowback” de retiro de proceso de “fracking” y a partir de esta información realizar una proyección del potencial energético recuperable de estas corrientes, principalmente en términos de energía química (materia orgánica y potencial salino) y energía térmica, con el fin de establecer la posible aplicación de tecnologías de ahorro o aprovechamiento energético durante el tratamiento de estos efluentes (Heidrich et al., 2011; Lutchmiah et al., 2014).

## 1. Objetivos

### 1.1. Objetivo General

Determinar intervalos de potencial energético del “flowback” generado en procesos de “fracking”.

### 1.2. Objetivos Específicos

- ✓ Establecer a partir de la literatura, rangos de composición fisicoquímica y bioquímica, así como contenidos térmicos, de “flowback” de procesos de “fracking”, como base para la proyección del potencial energético de este efluente.
- ✓ Describir brevemente los procesos de tratamiento de mayor aplicación en el tratamiento de “flowback” de retiro y sus implicaciones energéticas.
- ✓ Identificar en la literatura los métodos disponibles para la determinación de potencial energético de efluentes a partir de su composición.
- ✓ Proyectar oportunidades de aprovechamiento o recobro energético durante el tratamiento del “flowback” de retiro, a partir de su potencial energético.

## 2. Marco Teórico

El completo y adecuado entendimiento del presente trabajo y su contexto requiere la ampliación de tres áreas de conocimiento principales: (i) Explotación mejorada (“fracking”), (ii) Tratamiento de aguas de producción (“flowback”) y (iii) Potencial energético de efluentes contaminados. A continuación, se desarrollan brevemente cada una de estas áreas:

**(i) Explotación mejorada (“fracking”):** El “fracking” es un método de extracción de petróleo y gas que se basa en el fracturamiento hidráulico de rocas “shale” con el objetivo de permitir el flujo de petróleo dentro de las fracturas generadas, lo cual logra una extracción de crudo en lugares donde antes era imposible debido a la impermeabilidad de las rocas. El método de explotación mejorada permite extraer el petróleo de forma más rápida que la explotación convencional y a su vez posibilita la extracción de mayores volúmenes de crudo (Arnedo & Yunes, 2015; Romero, 2016). El proceso de fractura o rompimiento hidráulico consiste en la perforación horizontal y generación de presión hidráulica, por medio de la adición de altos volúmenes de agua mezclada con diversas soluciones químicas, que permiten mantener la presión del agua a grandes profundidades del suelo, propiciando el fracturamiento de las formaciones geológicas donde se hospeda el hidrocarburo no convencional (Thornton, 2014).

**(ii) Tratamiento de Aguas de producción (“flowback”):** El agua utilizada para realizar el “fracking” contiene sustancias químicas que alteran su composición; al extraer el crudo, altos porcentajes del fluido de fracturamiento regresan a la superficie mezclado con hidrocarburos,

además de sustancias químicas provenientes de las rocas. Este fluido recibe el nombre de “flowback” o aguas de producción, las concentraciones de sustancias químicas peligrosas son elevadas, por lo que las empresas petroleras deben realizarles un tratamiento y adecuada disposición para cumplir con la normatividad vigente en el sitio de explotación (U.S Environmental Protection Agency, 2016). En este sentido, es posible que en el país exista un vacío jurídico para regular los efluentes de este tipo de explotación (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015).

En efecto, las aguas de producción reciben diversos tratamientos dependiendo de su composición química y de la regulación que aplique según el contexto, entre los cuales se encuentran tratamientos con membranas, osmosis directa y osmosis inversa, además de los tratamientos térmicos, como el tradicional destilador térmico de salmuera, entre otros (Aranguren et al., 2017; Coday et al., 2015; Rosenblum et al., 2017). Estas tecnologías permiten reducir las concentraciones de contaminantes con la finalidad de permitir el reúso de este líquido en los procesos de extracción (U.S Environmental Protection Agency, 2016). A manera general se describen de forma sucinta, los tratamientos de aguas de producción anteriormente mencionados:

La osmosis directa es un tratamiento de separación con membranas de baja presión, capaz de rechazar una amplia gama de contaminantes, principalmente iones y sales; en síntesis es una técnica de desalinización que puede proporcionar un tratamiento efectivo separando los sólidos disueltos de las aguas de producción (Maltos et al., 2018). La osmosis directa da como resultado la concentración de una corriente de alimentación y la dilución de una corriente altamente concentrada (Coday et al., 2015). En este proceso la fuerza impulsora para el paso del agua es la

diferencia de presión osmótica en las paredes opuestas de una membrana, y la dirección del flujo es desde la solución de baja concentración a la solución concentrada alta (Cath et al., 2006).

A su vez, en la osmosis inversa es el gradiente de potencial químico el que actúa como fuerza motriz para la transferencia de agua, a través de la membrana desde una alimentación a una solución de extracción. Se genera la filtración del agua de producción mediante el uso de presión, para forzar el agua a través de una membrana semipermeable con el objetivo de separarla de los contaminantes. (Coday et al., 2015).

Adicionalmente, la destilación de membranas es una tecnología innovadora que puede desalinizar aguas altamente salinas; es un proceso de transferencia de masa conducido por una diferencia de presión de vapor parcial debido a un gradiente de temperatura a través de una membrana porosa hidrófoba, una diferencia de temperatura de 10°C a 20°C entre las corrientes cálidas y frías, puede ser suficiente para producir agua destilada en las condiciones adecuadas.

**(iii) Potencial energético de efluentes contaminados:** Cada una de las tecnologías de tratamiento de aguas de producción previamente mencionadas, confrontan diversas ventajas y sobretodo dificultades en el tratamiento de “flowback”, debido a que la composición fisicoquímica y bioquímica es compleja y cambia dramáticamente de un pozo a otro, incluso en un mismo pozo a lo largo del periodo de explotación. Además, las exigencias son distintas entre países o incluso regiones al ser orientadas para reúso o vertimiento. Un aspecto determinante en los sistemas de tratamiento disponibles es el alto consumo energético (Thiel, Tow, Banchik, Chung, & Lienhard V, 2015). Por ende, estos sistemas de tratamiento de aguas deben ser orientados a la reducción del consumo de energía, como parte integral de la optimización operacional y ambiental de los procesos de “fracking”.

Desde esta perspectiva, las oportunidades para reducir la energía consumida en el tratamiento de “flowback” están en la creación de tecnologías más eficientes, o en el aprovechamiento de la energía contenida en estos efluentes para recuperarla parcialmente al servicio mismo de su depuración.

En general, la energía contenida en toda agua residual proviene de: (i) la energía química, resultante de las contribuciones debidas al potencial químico salino y de los contaminantes, tanto los que aportan carga orgánica (expresada como DQO), como los nutrientes (estimados a partir de los contenidos de nitrógeno y fósforo) (Björklund, Geber, & Rydberg, 2001; Heidrich, Curtis, & Dolfing, 2011; Meneses-Jácome, 2017); (ii) la energía térmica, que está asociada a la energía profunda de la tierra y que se intercambia hacia el fluido de perforación desde el proceso (Meneses-Jácome, 2017); y (iii) la energía proveniente del movimiento del agua durante la perforación, extracción y tratamiento (Tauw group, 2008).

### **3. “Fracking”: Antecedentes y Problemática Ambiental**

#### **3.1. Antecedentes**

Entre 1860 y 1920 el gas natural en los Estados Unidos fue obtenido por fracturación hidráulica (“fracking”), en las cuencas de los Apalaches e Illinois, siendo su uso limitado a las ciudades cercanas a los campos de producción, pero solo hasta 1947 se utilizó por primera vez el

“fracking”, para estimular pozos combinados petróleo/gas, en un campo operado por Pan American Petroleum Corporation en Kansas. (Harper, 2014).

A finales de la década de los años 70’s y en los 80’s, se impulsó una investigación patrocinada por el gobierno federal, para desarrollar métodos que permitieran estimar el volumen de gas en reservorios no convencionales y a su vez mejorar las formas de extracción, en especial se logró el desarrollo de los denominados motores de fondo de pozo y la aplicación de la perforación horizontal entre otros equipos, materiales y tecnologías de apoyo que llevaron el “fracking” al ámbito de la viabilidad comercial y a una mayor escala (Depa, 2011; Harper, 2014; King & Corporation, 2010). En la década de 1990 el Sistema Nacional de Modelado Energético (NEMS, por sus siglas en inglés) y las proyecciones de energía de la Administración de Información Energética (EIA, por sus siglas en inglés) de Estados Unidos comenzaron a estimar el desarrollo y la producción de recursos de petróleo y gas alojados en “shales” (Depa, 2011).

No obstante, la producción de “shale-gas” a gran escala, fue Mitchell Energy and Development Corporation en las décadas de los 80’s y 90’s, la compañía que llevó la producción profunda de este recurso a la realidad comercial, en Barnett Shale (Texas), donde en 2005 producían alrededor de 0,5 billones de pies cúbicos de gas natural/año (Depa, 2011; Harper, 2014). En 2006 el crecimiento de las actividades de “fracking” de nuevos pozos, se había duplicado en términos de producción. En 2009, el “fracking” hizo subir en cerca de 14% el volumen total de gas natural seco producido en los Estados Unidos y las reservas húmedas estimadas de “shale-gas” de aproximadamente 60,64 billones de pies cúbicos, llegaron a ser el 21% de las reservas totales de gas natural de los Estados Unidos (Depa, 2011; Harper, 2014). Con estas proyecciones la participación del “shale-gas” en la producción total de gas natural de los Estados Unidos sería del 45% para el 2035 (Harper, 2014).

Por otra parte, en 2009 el Ministerio de Tierras y Recursos de China empezó a perforar “pozos shale” en la cuenca de Sichuan, la cuenca de “fracking” más activa de China y a partir de 2010, la compañía Sinopec empezó el uso de “fracking” en el pozo Fangshen-1, al tiempo que Shell abría el pozo Silurian Longmaxi Fm y Chevron en sociedad con Sinopec iniciaban el estudio del bloque de “gas shale” Qiannan (U.S Energy Information Administration, 2015a).

En un contexto más cercano, en 2011 la EIA destacó el excelente potencial de petróleo y gas shale de Colombia y Venezuela. En ese mismo año, la Universidad Nacional de Colombia realizó una evaluación de los recursos de gas shale para la Agencia Nacional de Hidrocarburos (ANH), estimando un potencial total de 33 billones de pies cúbicos en las regiones de la Cordillera Oriental, Llanos y Caguan-Putumayo, mientras que Ecopetrol SA anunció por primera vez su programa de exploración de rocas shale y realizó la prueba estratigráfica La Luna-1 en la Cuenca del Valle Medio Magdalena. En 2012, la ANH realizó la primera subasta de bloques de “gas shale” en Colombia y planificó la explotación de más de 12 pozos de “rocas shale”. La empresa Nexen comenzó a perforar el primero de los pozos de “gas shale”, ubicado en los bloques de Sueva y Chiquinquirá, en la sabana de Bogotá, Cordillera Oriental (U.S Energy Information Administration, 2015b).

### **3.2. Problemáticas Ambientales**

La producción de energía no convencional por fracturación de “rocas shale” o “fracking” ha crecido considerablemente desde inicios del presente siglo, estimándose más de 20 mil pozos en los Estados Unidos. La producción de gas natural en este tipo de extracción se puede reducir hasta un 85% en los primeros tres años de operación de un pozo lo que genera preocupación

debido a que el rápido crecimiento y la intensidad de las perforaciones no convencionales, podrían aumentar la probabilidad de derrames o fugas en la superficie y la posible contaminación por gases dispersos (Vengosh et al., 2014).

En 2007 se reportó la muerte de especies acuáticas en el arroyo Acorn Fork al sureste de Kentucky (Estados Unidos), el cual según un estudio de US Geological Survey y US Fish and Wildlife Service, estuvo asociado a proyectos de fracturación hidráulica debido a eliminación no autorizada y sin previo tratamiento de “flowback” en la fuente hídrica (Papoulias & Velasco, 2013). Del mismo modo, un ensayo experimental del vertimiento de “flowback” en un bosque en el Oeste de Virginia mostró daños severos y mortalidad en la vegetación del suelo durante un tiempo muy corto (10 días). En este evento, aproximadamente la mitad de los árboles murieron, y el sodio y el cloruro aumentaron 50 veces su concentración en el suelo, en tan solo un período de dos años (Adams, 2011).

En el año 2010 había 74 instalaciones de control de contaminación de agua por extracción de petróleo y gas permitidas o en espera de permiso para aceptar aguas residuales de “fracking” en Pennsylvania (Veil, 2010; Warner et al., 2013), pero tres de esas instalaciones mostraron liberaciones de Cl, Br, Sr y Ba, en concentraciones superiores a las permitidas por la EPA, con niveles máximos secundarios de contaminantes, concentraciones máximas de criterio o concentraciones crónicas (Warner et al., 2013).

En 2011, en los Estados Unidos, se planteó una prohibición de la eliminación de aguas residuales o “flowback” de “fracking” sin tratamiento previo en arroyos, a pesar de esto se generó contaminación en el Río Clarion evidenciando niveles elevados de Bromo; por otra parte a medida que el volumen de aguas de producción aumentaba, también se incrementaban las concentraciones de bromuro aguas abajo de los sitios de eliminación, contaminando el río

Monongahela; adicionalmente se dio un aumento de especies bromadas en el agua potable municipal en Pittsburgh (States et al., 2013; Warner et al., 2013).

En otro aspecto de la contaminación debida a los procesos de “fracking” hay que señalar que se trata de procesos, que tienen una huella hídrica muy elevada, del orden de 44 mil millones galones de agua/año (U.S Environmental Protection Agency, 2015). Así, en 2013 se presentaron sequías al oeste de los Estados Unidos las cuales fueron coincidentes con los aumentos de proyectos de “fracking” debido a que la extracción de agua excedió en un 40% la reposición anual estimada (Vengosh et al., 2014). En el mismo año, se publicó una investigación, que aporta evidencia de como el “flowback” en el oeste de Pensilvania, ha causado la acumulación del elemento Radio, en los sedimentos de la corriente aguas abajo de un sitio de tratamiento y eliminación de salmueras de producción. El nivel de radiactividad encontrado en los sedimentos excedió las regulaciones de manejo en los Estados Unidos (Warner et al., 2013). Por otra parte, Skalak et al. (2014), encontraron niveles de material radioactivo natural (NORM) elevados en los suelos cerca de las carreteras donde se vertía el “flowback” como medio de eliminación y como anticongelante.

En 2015, la EPA reportó 225 derrames de agua de producción o “flowback”, de los cuales el 8% alcanzaron aguas superficiales o subterráneas; estos derrames fueron de mayor volumen que los que no llegaron a fuentes hídricas (U.S Environmental Protection Agency, 2015). El evento más grave se produjo en Pennsylvania, donde debido a una explosión de un pozo ubicado en el condado de Bradford se derramaron aproximadamente 38 mil litros de “flowback” en un afluente del arroyo Towanda, el cual es de gran importancia por ser una pesquería de truchas designada por el Estado; el otro incidente grave sucedió en Dakota del Norte, donde se derramaron

aproximadamente 11 millones de litros de “flowback” debido a una ruptura de tubería rota (U.S Environmental Protection Agency, 2015).

#### **4. “Flowback”: Gestión, Tratamiento y Disposición**

##### **4.1. Aspectos Ambientales**

En todas las etapas del proceso de “fracking”, desde la exploración hasta el cierre del pozo, se generan impactos ambientales y alteraciones a los ecosistemas. El “fracking” genera emisiones gaseosas y material particulado, contaminación hídrica por los aditivos químicos utilizados y la lixiviación de la formación geológica, además de emisiones conexas al uso de maquinaria pesada y la posible deforestación de la zona de exploración, entre otros tipos de impacto.

El presente trabajo se enfoca en los impactos debidos a la disposición final del “flowback”, dado que su inadecuado tratamiento y disposición afecta de manera adversa y en especial las fuentes hídricas superficiales y subterráneas, como se ha introducido brevemente en el capítulo precedente. En efecto, el “flowback” contiene altas concentraciones de sustancias químicas, algunas de ellas consideradas tóxicas (Rosenblum et al., 2017; Zhang et al., 2017); además estimula variaciones en el pH, olor, sabor y color de las aguas receptoras y además contiene elevadas cantidades de sales, materiales radiactivos de origen natural, iones disueltos y metales (Coday et al., 2015; Rosenblum et al., 2017), lo que genera gran presión ambiental en la industria petrolera, para comprometerla en la adecuada gestión del “flowback” con la aplicación de

tratamientos avanzados, que pueden estar orientados al reúso o a la disposición final de este efluente complejo y altamente variante en su composición, en función de factores relacionados con la naturaleza del crudo, de la formación geológica y de la fase de explotación, entre otros (Boschee, 2014; Coday et al., 2015; Rosenblum et al., 2017).

Igualmente, y como se había mencionado con anterioridad, otro impacto conexo a los procesos de “fracking” es su elevada huella hídrica, pues se estima, que el volumen medio de agua utilizada por pozo fracturado hidráulicamente es aproximadamente 1.5 millones de galones (5.7 millones de litros). Este volumen varía entre pozos, según métodos de extracción, equipos utilizados, longitud del pozo, composición del fluido de perforación o características geológicas, entre otros factores (U.S Environmental Protection Agency, 2016).

Adicionalmente, el agua de perforación inyectada en el “fracking” se encuentra mezclada con diversas sustancias químicas y cuando esta agua que regresa a la superficie como “flowback”, presenta características completamente distintas de las iniciales, deteriorando notablemente su calidad (Rosenblum et al., 2017). Esto genera afectación en diferentes niveles dependiendo la zona donde se realice la explotación, así por ejemplo, en zonas áridas la situación se vuelve más compleja debido a la baja disponibilidad de agua para otros consumos o usos.

El alto consumo de agua para fracturación, por sí solo no necesariamente produce impactos en los recursos de agua potable, debido a que estos son el resultado de la combinación del uso o consumo de agua y su disponibilidad a escalas locales. El agua para “fracking” generalmente proviene de aguas superficiales, subterráneas o la reutilización del “flowback”. El “fracking” en el este de los Estados Unidos depende en su mayoría del agua superficial, pero para las operaciones en los estados más áridos habitualmente se utilizan suministros mixtos de agua superficial y subterránea (e. g. Barnett shale) y en zonas donde se carece de agua superficial se

suministra agua subterránea (e. g. Oeste de Texas), (U.S Environmental Protection Agency, 2016). De esta manera, los problemas de disponibilidad de agua podrían agudizarse, si la fractura hidráulica aumenta en áreas con poca disponibilidad de este recurso o en tiempos de escasez de agua. Por tal motivo, para prevenir o mitigar esta clase de impacto ambiental, se recomienda reemplazar parcialmente el agua superficial y las subterráneas de buena calidad, por aguas salobres o aguas de menor calidad, para proteger los recursos de agua potable (U.S Environmental Protection Agency, 2016; Vengosh et al., 2014).

La disposición final de “flowback” se realiza mediante reinyección o reutilización en los procesos de “fracking”, donde se puede requerir ningún, mínimo o extenso tratamiento según cada caso específico (Maloney & Yoxtheimer, 2014). Igualmente, también se hace por descarga a aguas superficiales y mediante vertimiento en carreteras para supresión de polvo o como anticongelante (Maloney & Yoxtheimer, 2014; Skalak et al., 2014; Vengosh et al., 2014).

En cuanto a la reutilización de “flowback” para el proceso mismo, es importante mencionar que no es una práctica común, a pesar de que es la mejor manera de disminuir el gasto de agua superficial de la zona y mitigar impactos asociados a disposición. El reúso del “flowback” en Estados Unidos representa solo 5% del agua inyectada para “fracking” a nivel nacional, aunque en algunos pozos (e. g. Marcellus shale), alcanza 18% del volumen inyectado. Por otra parte, las extracciones de agua subterránea para “fracking” que exceden las tasas de recarga natural de los acuíferos, disminuyen el almacenamiento de agua y promueven la movilización de contaminantes por infiltración desde la superficie terrestre o formaciones adyacentes. Adicionalmente, el almacenamiento en el sitio y el transporte del “flowback”, son operaciones que se consideran con el potencial de generar derrames o fugas accidentales, cuyo impacto

depende de las características del derrame, del transporte y la toxicidad del “flowback” (U.S Environmental Protection Agency, 2016).

Como se mencionó anteriormente, la inadecuada disposición final puede generar diversos impactos o riesgos ambientales. Además de los mencionados, también hay evidencia de que el uso de grandes volúmenes de “flowback” en pozos de inyección profunda puede inducir sismicidad (Llenos & Michael, 2013; Van der Elst, Savage, Keranen, & Abers, 2013) y que los recursos hídricos y suelos aledaños pueden contaminarse por problemas de integridad del pozo (Yuan, Gardoni, Schubert, & Teodoriu, 2013).

En cuanto a la contaminación por productos químicos orgánicos presentes en el “flowback”, las propiedades fisicoquímicas sugieren que estos productos tienden a ser menos móviles en el ambiente. En consecuencia, en caso de derrames, estos químicos pueden permanecer en los suelos o sedimentos cerca del sitio. La baja movilidad puede dar lugar a pequeñas plumas contaminantes disueltas en el agua subterránea, aunque estas sustancias pueden transportarse con sedimentos en el agua superficial o pequeñas partículas en el agua subterránea (U.S Environmental Protection Agency, 2016).

Cabe agregar que existe otro posible riesgo de contaminación derivado de la fracturación hidráulica, debido a la fuga de gas que puede deberse a una construcción inadecuada, fallas en los pozos o gestión inadecuada del proyecto; lo cual podría afectar la calidad de los acuíferos, por solubilización parcial del metano en el agua, generando gran preocupación en el suministro de agua potable, por el riesgo de incidentes caseros o industriales, por posible incendio o explosión al momento de consumir o almacenar agua. Aunque aún existe debate sobre si la presencia de gas en el agua potable ocurre de forma natural o si se relaciona directamente con la contaminación a través de las fugas de los pozos de “gas shale” (Vengosh et al., 2014).

#### 4.2. Caracterización Físicoquímica y Bioquímica del “Flowback”

El fluido de fracturación suele estar compuesto en un 99% de agua y arena y el 1% restante es aportado por productos químicos requeridos para mantener la presión a altas profundidades y así poder hacer el “fracking” de forma óptima, es decir, asegurando regulación de pH y viscosidad, reduciendo la fricción, la precipitación, las incrustaciones físicoquímicas y las biológicas, entre otros factores. La figura 1 discrimina la composición de un fluido de fracturación típico, especiando los componentes menores de los aditivos químicos. En general esta composición química compleja lleva a que el agua producida generalmente presente un elevado contenido de sólidos disueltos (TDS), especialmente sodio, calcio, bario, estroncio, cloruro, bromuro y material radioactivo natural (NORM) (Akyon et al., 2015).

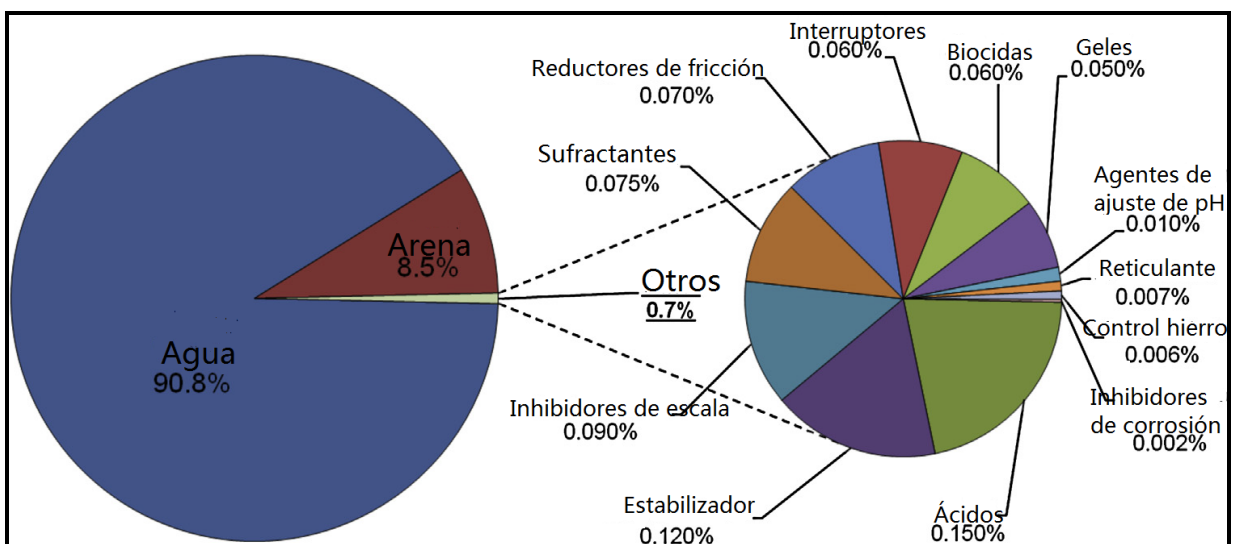


Figura 1. Porcentajes de composición química de los fluidos de perforación. Fuente. Tomado y modificado de (Ferrer & Thurman, 2015).

Como se mencionó anteriormente, el “flowback” obtenido en la explotación mejorada o “fracking” contiene diversas sustancias químicas tóxicas y es muy variable entre pozos, dado que algunas de estas sustancias son aportadas por el agua o fluido de fractura y otras provienen de la formación geológica explotada, y su transferencia al fluido de fractura depende además, de la tecnología específica usada en el proceso de extracción, de los demás fluidos de perforación aplicados entre otros (U.S Environmental Protection Agency, 2016; Warner et al., 2013). De manera similar, también varían las dosificaciones o concentraciones de los químicos o aditivos presentes en el “flowback”, no solo entre regiones, sino entre pozos de la misma zona geográfica. Esto hace que sea complejo establecer concentraciones exactas de los contaminantes presentes en el “flowback”, aunque “*grosso modo*” es posible identificar las sustancias más frecuentes en “flowbacks” de distintas extracciones.

En la tabla 1 se presenta un resumen de valores típicos de los parámetros fisicoquímicos usualmente más reportados para efluentes tipo “flowback”. Esta tabla se genera a partir de doce referencias de la literatura, que especifican información de “flowback” de operaciones de fracking en tres países: Estados Unidos, China y Colombia. Con base en los valores mínimos, máximos y el promedio de las concentraciones reportadas para cada parámetro, es posible corroborar que las variaciones son significativas, excepto para el pH que tiende a ser estable a pesar de que el rango mínimo evidenciado en la tabla corresponde a un pH claramente ácido. En general, los valores del pH oscilan entre seis y siete en la mayoría de los estudios. Además, los resultados obtenidos se compararon con el estudio realizado por Rosenblum et al. (2017) donde las concentraciones de los otros parámetros tienden a disminuir con los días de retorno y a medida que se va aumentando el volumen de “flowback”, a excepción de los sólidos disueltos

totales (TDS). En el estudio se observa una disminución del 69% de DQO, 68% de los sólidos suspendidos totales (TSS) y 56% de la alcalinidad del día 1 al 220 (Rosenblum et al., 2017).

Como se mencionó anteriormente, los TDS son el único parámetro que presenta un aumento a través de los días de retorno, equivalente al 24%; lo cual es importante dado que es el parámetro con mayor concentración y puede estar relacionado con la salinidad y conductividad eléctrica, parámetros de interés desde el punto de vista ambiental pero también energético. De manera similar, desde la perspectiva energética la concentración de materia orgánica como DQO revela un potencial de energía química interesante, pero debido a que la relación  $DBO_5/DQO$  es del orden de 0.1, se infiere que difícilmente este se puede aprovechar por degradación anaerobia

Tabla 1.

*Caracterización fisicoquímica y bioquímica del “flowback”.*

PARAMETROS GENERALES	No. de ARTÍCULOS QUE REPORTAN EL PARAMETRO	RANGO INFERIOR	RANGO SUPERIOR	PROMEDIO	REFERENCIA
<i>DQO (mg/L)</i>	7	450	14000	5735,6	(Bernardo & Drioli, 2010; Butkovskiy et al., 2018; Jiang et al., 2013; Lester et al., 2015; Mao et al., 2018; Mehany & Guggemos, 2015; Rosenblum et al., 2017; Zhang, et al., 2017)
<i>DBO<sub>5</sub> (mg/L)</i>	4	50	1400	771,7	(Bernardo & Drioli, 2010; Jiang et al., 2013; Lester et al., 2015; Zhang et al., 2017)
<i>TDS (mg/L)</i>	9	86,3	200006	60438,5	(Butkovskiy et al., 2018; Carrero-parreño et al., 2017; Coday et al., 2015; Jiang et al., 2013; Lester et al., 2015; Rosenblum et al., 2017; Sanjuanelo & Pacheco, 2015)
<i>TSS (mg/L)</i>	10	35	3220	619,5	(Aranguren et al., 2017; Butkovskiy et al., 2018; Carrero-parreño et al., 2017; Coday et al., 2015; Jiang et al., 2013; Lester et al., 2015; Rosenblum et al., 2017; Sanjuanelo & Pacheco, 2015)
<i>C. ELECTRICA (μS/Cm<sup>2</sup>)</i>	3	824	37000	17381,3	(Aranguren et al., 2017; Sanjuanelo & Pacheco, 2015; Zhang et al., 2017)
<i>pH (Uni. pH)</i>	9	4,9	7,4	6,7	(Aranguren et al., 2017; Butkovskiy et al., 2018; Carrero-parreño et al., 2017; Coday et al., 2015; Jiang et al., 2013; Lester et al., 2015; Rosenblum et al., 2017; Sanjuanelo & Pacheco, 2015; Zhang et al., 2017)
<i>ALCALINIDAD (como CaCO<sub>3</sub>)</i>	6	63	1070	385,7	(Aranguren et al., 2017; Carrero-parreño et al., 2017; Jiang et al., 2013; Lester et al., 2015; Rosenblum et al., 2017)

**Fuente:** Autor, elaborada a partir de las referencias dadas en la columna final

La tabla 2 complementa la información presentada en la tabla 1, especificando los valores encontrados en “flowbacks” para iones, metales y sales, es decir las materias asociadas a los TDS y la conductividad eléctrica. En la tabla 2 se observa que los metales tienen mayores concentraciones que los iones y sales,

Tabla 2.

*Caracterización de sustancias asociadas a la conductividad eléctrica*

<b>PARAMETRO</b>	<b>No. ARTÍCULOS QUE REPORTAN DATOS</b>	<b>RANGO INFERIOR (mg/L)</b>	<b>RANGO SUPERIOR (mg/L)</b>	<b>PROMEDIO (mg/L)</b>	<b>REFERENCIAS</b>
<b>Mg<sup>+2</sup></b>	7	38,1	1177133	159802,9	(Aranguren et al., 2017; Carrero-parreño et al., 2017; Coday et al., 2015; Hayes & Severin, 2012; Jiang et al., 2013; Lester et al., 2015; Rosenblum et al., 2017)
<b>K<sup>+</sup></b>	6	30,2	941265	204043,5	
<b>Ca<sup>+2</sup></b>	7	241	13318214	1826754,2	
<b>Na<sup>+</sup></b>	5	6934	38422571	10344145	
<b>Ba</b>	7	1	2075632	336533,4	
<b>Fe</b>	7	10	130019	17077,2	
<b>Sr</b>	6	10	2887179	635793,2	(Aranguren et al., 2017; Carrero-parreño et al., 2017; Coday et al., 2015; Jiang et al., 2013; Lester et al., 2015; Rosenblum et al., 2017)
<b>Mn</b>	6	0,34	6736	1404,9	
<b>Cl<sup>-</sup></b>	8	139	98530	29156,8	Idem + Sanjuanelo & Pacheco, 2015; Zhang et al., 2017)
<b>Br<sup>-</sup></b>	4	87,2	898	349,3	(Coday et al., 2015; Jiang et al., 2013; Lester et al., 2015; Rosenblum et al., 2017)
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	2	2	16	7,7	(Jiang et al., 2013; Lester et al., 2015)
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	6	1,3	163	40,4	Idem +; Sanjuanelo & Pacheco, 2015)
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	3	99,3	736	471,5	(Aranguren et al., 2017; Rosenblum et al., 2017; Sanjuanelo & Pacheco, 2015)
<b>F<sup>-</sup></b>	2	1	37	18,3	(Coday et al., 2015; Jiang et al., 2013)
<b>S<sup>2-</sup></b>	4	0,2	800	103,6	(Alzahrani & Wahab, 2014; Bernardo & Drioli, 2010; Jiang et al., 2013; Lester et al., 2015)

**Fuente:** Autor, elaborada a partir de las referencias dadas en la columna final.

A diferencia de los contaminantes de la tabla 1, la mayoría de las especies iónicas, metales y sales reportadas en la tabla 2, también aumentan su concentración a medida que transcurren los

días de retorno del “flowback” al proceso de “fracking”. Según se confirma en el estudio realizado por Rosenblum et al. (2017) el aumento más significativo se observa en el potasio (71%), mientras que el sodio y el calcio, los iones de mayor concentración aumentan 39% y 36% respectivamente, (Rosenblum et al., 2017). Por su parte, el manganeso, hierro, los sulfatos y bicarbonatos tienden a disminuir su concentración desde el día 4, mientras que el hierro y el manganeso lo hacen hasta los días 55 y 90, respectivamente. Los porcentajes de reducción corresponden a 88,4% para los sulfatos, 56% en los bicarbonatos, 44% en el hierro y 32% del manganeso (Rosenblum et al., 2017). Por otra parte, en la tabla 2 se incluyen datos sobre fluoruros y sulfuros, dos especies adicionales requeridas en la normatividad Colombiana (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015, 2018). Sus rangos de concentración son poco significativos con relación a las más elevadas concentraciones de los metales.

Cabe mencionar que el “flowback” proveniente de la explotación de “rocas shale” es muy salino, pero la salinidad también presenta variaciones considerables entre pozos (Vengosh et al., 2014; Warner et al., 2013), encontrándose concentraciones del orden de 25000mg/L menor al agua de mar), hasta valores siete veces más salina que el agua de mar (Osborn et al., 2012; Vengosh et al., 2014). Según otros estudios la salinidad presente en el “flowback” puede variar desde 5000 mg/L a más de 200000 mg/L e incluye bromuro concentrado, cloruro, metales como el Bario o el Estroncio (Rowan et al., 2011). En general, en las aguas producidas y en el “flowback”, las concentraciones de elementos de alto riesgo para la salud, tóxicos como el Bario y el Estroncio, cuya presencia se correlaciona positivamente con la salinidad (Vengosh et al., 2014), así como el Arsénico y el Selenio, generalmente atribuidos a la “roca shale” (Vengosh et al., 2014) y también, pueden encontrarse materiales radiactivos de origen natural (NORMS) como uranio, torio y radio (Walton & Woocay, 2014).

Pasando a otro tipo de contaminación presente en el “flowback”, la tabla 3 resume algunos de los grupos de sustancias orgánicas que aportan DQO. Sus rangos fueron establecidos a partir de la literatura, siendo el aporte más significativo el del ácido acético, una sustancia que aporta tanto en DQO como en DBO<sub>5</sub>, siendo biodegradable. Al comparar la información de las tablas 1 y 3, se puede observar que si el promedio obtenido de la DBO<sub>5</sub> es 771,7 mg/L (tabla 1) y si el aporte de ácido acético como DBO<sub>5</sub> es 405,1 (tabla 3); esta sustancia representa alrededor del 50% de la materia orgánica degradable expresada como DBO<sub>5</sub>. En cuanto al aporte de las grasas y aceites y los fenoles a la DBO<sub>5</sub>, es de esperar que sea menor que a la DQO, por cuanto las primeras pueden ser coloidales y de forma similar a los fenoles pueden ser poco biodegradables. Por otro lado, la concentración de estos grupos de sustancias orgánicas se presenta muy variable durante la operación del “fracking”, por ejemplo, según Jiang et al. (2013), el ácido acético tiene una concentración máxima de 39 mg/L en el día 5, pero aumenta hasta 650 mg/L entre los días 14 y 90. Las concentraciones de grasas y aceites aumentan alrededor del 18% en el proceso, mientras los fenoles tienden a ser estables.

Tabla 3.

*Caracterización de sustancias asociadas a la Demanda Química de Oxígeno (DQO)*

<i>SUSTANCIAS ASOCIADAS A LA DQO</i>	<i>No. ARTÍCULOS QUE REPORTAN DATOS</i>	<i>RANGO INFERIOR (mg/L)</i>	<i>RANGO SUPERIOR (mg/L)</i>	<i>PROMEDIO (mg/L)</i>	<i>REFERENCIAS</i>
<i>Fenoles</i>	3	0,46	830	109,9	(Bernardo & Drioli, 2010; Jiang et al., 2013; Lester et al., 2015; Sanjuanelo & Pacheco, 2015)
<i>Grasas y aceites</i>	5	15	1004	330,1	(Bernardo & Drioli, 2010; Carrero-parreño et al., 2017; Jiang et al., 2013; Lester et al., 2015; Sanjuanelo & Pacheco, 2015)
<i>Ácido acético</i>	4	17	1600	405,13	(Butkovskiy et al., 2018; Jiang et al., 2013; Lester et al., 2015)

**Fuente:** Autor, elaborada a partir de las referencias dadas en la columna final

Los resultados presentados en las tablas 1, 2 y 3, se compararon con información disponible para otros pozos, confirmándose que estos son los contaminantes químicos más frecuentemente encontrados y caracterizados para efluentes de “fracking” (Mao et al., 2018), aunque la lista de productos químicos utilizados en los fluidos de fracturación hidráulica llega a 1076 sustancias, que además de lo reportado en la tabla 3, pertenecen a otros tipos de ácidos, aditivos para ajustar la viscosidad de fluido de fractura (i. e. goma guar, compuestos de borato, persulfato de amonio), alcoholes, hidrocarburos aromáticos, bases, mezclas de hidrocarburos, polisacáridos, reductores de fricción (i. e. surfactantes, etilenglicol, poliacrilamida), biocidas (i. e. glutaraldehído), inhibidores de corrosión (i. e. isopropanol, acetaldehído), eliminadores de oxígeno (bisulfito de amonio), aditivos para control de precipitación de hierro (i. e. ácido cítrico), polímeros acrílicos y carboxílicos, entre otros (Engle & Rowan, 2014; Orem et al., 2014; U.S Environmental Protection Agency, 2015; Vengosh et al., 2014; Warner et al., 2012, 2013).

Aunque, el uso de productos químicos varía drásticamente entre pozos, encontrándose casos donde se usan entre 600 a 900 productos químicos diferentes (Bertinat & D’Elia, 2014). El metanol, los destilados de petróleo ligeros hidrotratados y el ácido clorhídrico, son los más utilizados, encontrándose en algo más del 65% de los pozos analizados. A su vez, el número medio de productos químicos de uso exclusivo por un determinado pozo es de 14 y solo se utilizaron 32 sustancias químicas (sin incluir agua, cuarzo y cloruro de sodio) en más del 10% de los pozos estudiados (U.S Environmental Protection Agency, 2015).

### **4.3. Aspectos Técnicos Sobre Tratamiento del “Flowback”**

Como se observó en el capítulo anterior, el “flowback” generado en el fracking tiende a tener

alta carga tóxica y a ser muy dinámico en su composición durante el proceso, por lo que requieren tratamientos avanzados y flexibles, sea para adecuarlo a su continuo reúso dentro del proceso mismo o para darle condiciones que cumplan las normas de vertimiento locales pero que como se había anticipado tienden a ser tecnologías que consumen importantes cantidades de energía durante su operación. La figura 2 muestra el comportamiento de las principales tecnologías utilizadas en el tratamiento de “flowback”, en términos de su gasto energético y los rangos de concentración de TDS recomendados para su aplicación, evidenciándose que la tecnología a aplicar en tratamientos de “flowback” y otros efluentes salinos depende de la concentración de TDS y que entre más alta sea esta concentración mayor es el gasto energético requerido en el tratamiento.

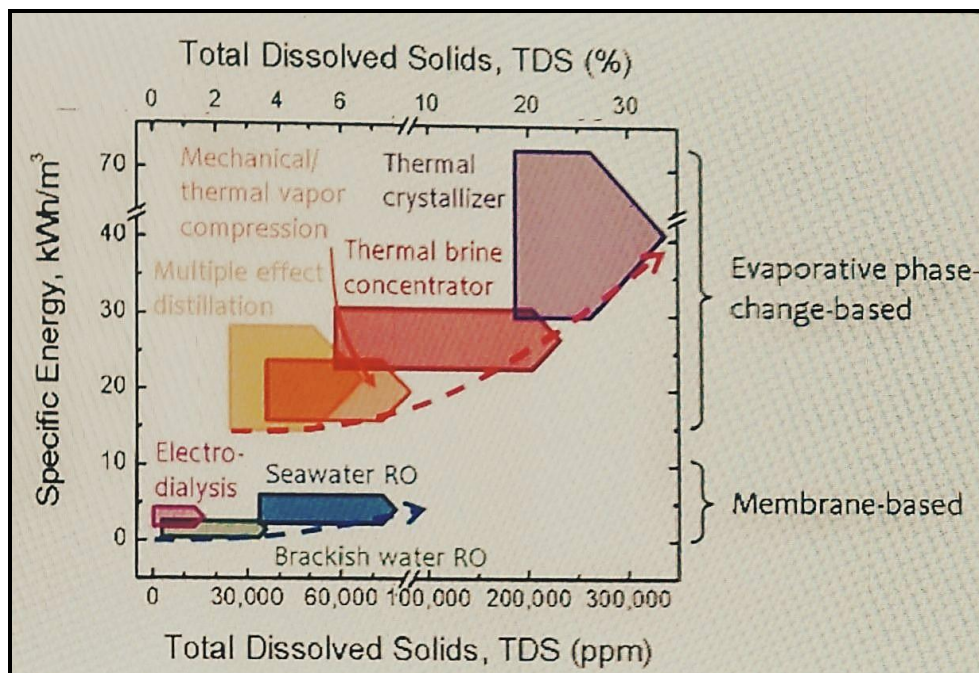


Figura 2. Tratamientos de desalinización y su consumo energético (RO: Reverse Osmosis).

(Tomado de: Yin Yip, N., Presentación original en: II International Conference on the Water-Energy Nexus, Italy 2018)

Así, la figura 2 divide las tecnologías disponibles para tratar este tipo de efluentes en dos grandes familias; las térmicas que se basan en la evaporación del agua como mecanismo de separación de las sales y iones y las que trabajan con membranas. Entre las tecnologías térmicas se encuentra la destilación de múltiple efecto, la compresión mecánica/térmica de vapor, concentrador térmico de salmuera y el cristizador térmico, mientras que en las de membranas se encuentran la ósmosis inversa (RO: reverse osmosis) y la electrodiálisis.

De acuerdo con la caracterización química, donde el promedio de TDS en “flowback” es del orden de 60000 mg/L, la ósmosis inversa (RO: reverse osmosis) parece la tecnología más apropiada para su tratamiento, debido a que en este rango de TDS muestra un consumo energético más bajo que las tecnologías térmicas.

La literatura indica que el consumo energético típico para ósmosis inversa es de 5 a 6 kWh/m<sup>3</sup> (Aranguren et al., 2017), lo que coincide plenamente con lo mostrado en la figura 2 para TDS de 60000 mg/L. Sin embargo, para “flowback” de mayor concentración es decir del orden de 100000 a 200000 mg/L, la ósmosis inversa no puede ser aplicada directamente y debe iniciarse el tratamiento con un concentrador térmico de salmuera. Este dispositivo es una tecnología que requiere la evaporación y condensación del agua a tratar, separando de esta forma los sólidos contaminantes (Johnson et al., 2006). Dado el alto consumo energético de esta tecnología evaporativa (20 a 30 kWh/m<sup>3</sup>), se podría pensar su aplicación como tratamiento inicial hasta reducir los TDS al rango adecuado para aplicar ósmosis inversa como tratamiento complementario y reducir el gasto energético. La línea roja punteada en la figura 1 muestra la zona donde se requieren aplicaciones combinadas de ambos tipos de tecnologías, las térmicas y las de membrana. El desafío actual para la ósmosis inversa es optimizar el consumo energético y reducirlo a un límite de 3kWh/m<sup>3</sup>, como se muestra en la Figura 3; lo que parece posible para

aguas con salinidades medias 12000 a 40000 mg/L, manteniendo eficiencias razonables ( $> 80\%$ ) (Anderson, M., 2018). En la figura 3, las líneas con asteriscos representan el cálculo termodinámico teórico para la operación de la ósmosis inversa; pero se observa que solo en los rangos bajos de concentración, la ineficiencia del sistema no genera un alejamiento tan importante de la expectativa teórica.

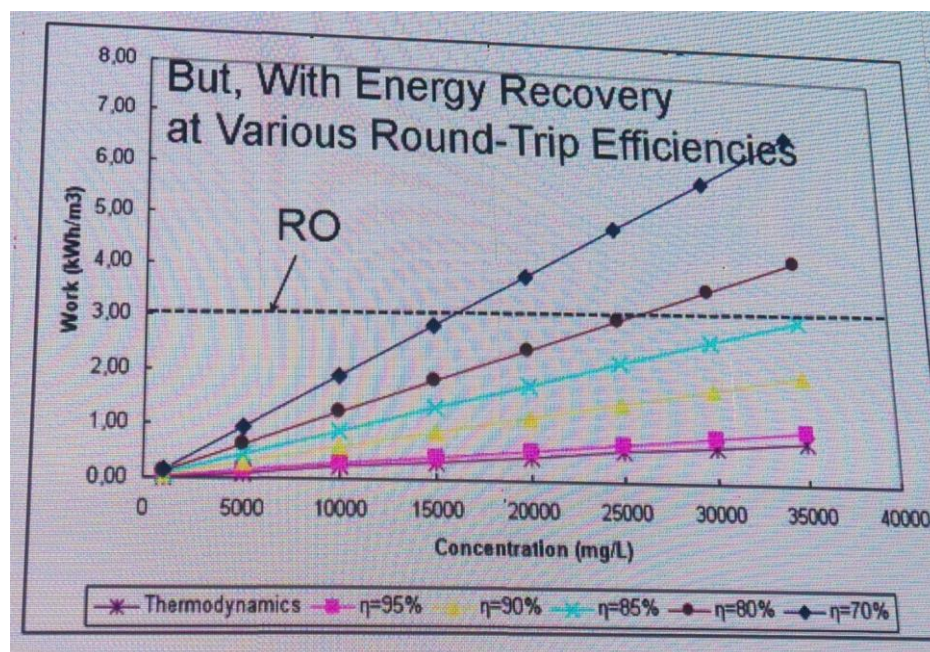


Figura 3. Eficiencia energética de la Ósmosis Inversa.

(Tomado de: Anderson, M. Presentación original en: II International Conference on the Water-Energy Nexus, Italy 2018)

En el otro extremo, cuando el “flowback” no es tan salino, es decir tiene menores concentraciones de TDS, el intercambio iónico (Rezakazemi et al., 2018) y la destilación con membranas (Aranguren et al., 2017), también son alternativas técnicas a considerar, que podrían dar un menor gasto energético y eficiencias similares. Así por ejemplo, la ósmosis directa también es una tecnología para la desalinización del agua, que permite el paso del efluente a

través de una membrana selectivamente permeable, generando una diferencia de presión osmótica a través de la misma, con una dirección de flujo desde la solución de baja a la de alta concentración (Rezakazemi et al., 2018).

Al parecer la ósmosis directa presenta como ventajas comparativas menores requisitos de energía que la ósmosis inversa y una menor tendencia a la formación de incrustaciones en la membrana (Rezakazemi et al., 2018), aunque en la osmosis inversa se usan membranas con un tamaño de poro promedio de 0,3 a 0,6 nm (Esparza, 2016), mientras que en la osmosis directa es de 0.25 a 0.37 nm (Lutchmiah, et al. 2014). Algunos estudios promueven el uso combinado de la osmosis directa y la osmosis inversa para optimizar el consumo energético y aumentar la eficiencia de remoción (Altaee & Hilal, 2014).

La Tabla 4 resume los rangos de aplicación, porcentajes de remoción de TDS, capacidad de carga y consumo energético de algunos de los tratamientos antes mencionados. Aunque, estas tecnologías también remueven materias orgánicas sólidas y suspendidas aportantes a la DQO, no se tienen datos precisos sobre la eficiencia de remoción de este tipo de contaminación.

Tabla 4.

*Características generales de los tratamientos de “flowback”*

<b>TIPO</b>	<b>Rango de TDS (mg/L)</b>	<b>% REMOCIÓN</b>	<b>CAPACIDAD CARGA m<sup>3</sup>/día</b>	<b>CONSUMO ENERGÉTICO (kWh/m<sup>3</sup>)</b>	<b>REFERENCIAS</b>
<i>Osmosis directa</i>	500-70000	Hasta 85%	-----	≈ 2.5	(Coday et al., 2015; Mcgovern & Lienhard, 2014)
<i>Osmosis inversa</i>	35000- 90000	Hasta 90%	2703	5,0 a 6,0	(Aranguren et al., 2017) y (Anderson, M., 2018; Yin Yip, N., 2018)
<i>Destilación con membranas</i>	500-70000	Hasta 90%	3816	≈ 0,13	(Aranguren et al., 2017)
<i>Concentrador térmico de salmuera</i>	60000- 250000	-----	-----	25 a 30	(Yin Yip, N., 2018)

**Fuente:** Autor, elaborada a partir de las referencias dadas en la columna final.

## 5. Análisis del Potencial energético del “flowback”

El flowback como todo tipo de agua residual tiene un potencial energético inherente a tres componentes: (i) la energía térmica, la cual depende de la diferencia de temperatura del flowback cuando llega a la superficie y la temperatura ambiente; la (ii) energía química, obtenida a partir de la contaminación relativa a la materia orgánica y los nutrientes (Heidrich et al., 2011; Jácome, 2017) y (iii) el potencial salino disponible en el efluente, el cual según el tipo de tratamiento puede ser aprovechado (Alvarez-silva et al., 2016; Emami et al., 2013; Wageningen University, n.d.; Yin Yip et al., 2016).

La concentración de corrientes de aguas residuales orgánicas puede facilitar la producción de energía renovable y la recuperación de nutrientes (Lutchmiah et al., 2014), por ende, para el cálculo de la energía química aportada por la DQO se necesitan tres datos: el caudal del flowback, el valor obtenido de la DQO en la caracterización fisicoquímica y bioquímica y el equivalente energético de la DQO (Meneses-Jácome, 2017). Ocasionalmente se puede incluir cuando sea significativo el aporte dado por los nutrientes principales N y P o cuando existen datos de caracterización confiables (Björklund et al., 2001)

Los caudales de flowback pueden variar considerablemente entre pozos debido a que los volúmenes de agua inyectados dependen de diversos factores como las formaciones geológicas, los aditivos químicos añadidos, la disponibilidad del recurso o el tamaño del yacimiento; además, los fluidos de perforación no retornan en su totalidad, solo un porcentaje llega a la

superficie como flowback, por ende, se tomó como base para el cálculo de la energía aportada por la DQO, el volumen de flowback obtenido en el estudio realizado por (Rosenblum et al., 2017), en el cual se inyectaron 11 millones de litros de agua para el fracturamiento hidráulico, de los cuales retornaron en el día 1 el 0,3% y en el día 220 (último día) el 29,8%, equivalente a 3300000 litros de flowback; el cálculo se debe realizar con base al caudal obtenido en el último día de retorno.

Seguidamente, el equivalente energético de la DQO se tomó del estudio realizado por (Meneses-Jácome, 2017), el cual explica que las aguas residuales contienen sustancias y materias orgánicas, disueltas y en suspensión, que almacenan energía química en su estructura; su concentración usualmente se mide como DBO<sub>5</sub> o DQO, por lo que el potencial energético de las aguas residuales se relaciona con estos parámetros, estimándose que el contenido energético del agua residual oscila entre 13,5 y 14,7 kJ/gDQO. Por ende, debido a que no existen estudios específicos para flowback o aguas residuales provenientes del “fracking”, se realizó el cálculo de la energía con 13500 J/gDQO, el valor más bajo o expectativa mínima, lo cual permite obtener un estimativo conservativo de este potencial energético, lo cual es aconsejable para la proyección de cualquier posible proyecto energético.

Finalmente, la energía por la DQO se obtuvo mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Caudal} \left( \frac{m^3}{\text{día}} \right) \times \text{DQO} \left( \frac{g\text{DQO}}{m^3} \right) \times \text{EE. DQO} \left( \frac{J}{g\text{DQO}} \right) \quad (1)$$

Por otra parte, se calculó el potencial energético térmico, el cual está asociado a la temperatura del flowback en la superficie; tomándose como base una temperatura de 25 °C (Aranguren et al.,

2017; Onishi et al., 2017) y una presión de 50 kPa (Instituto Argentino de Petróleo y gas, 2013; Prieto & Puente, 2016), valores que se usaron para obtener la entalpía (104,8 (kJ/kg)) (Thermopedia, 2011). Cabe resaltar que la temperatura y presión del flowback en la superficie puede variar, debido a las condiciones de fondo de pozo y la temperatura ambiente. Sin embargo, los valores tomados como referencia en este estudio permiten obtener un estimativo conservativo de la cantidad de energía que se puede obtener del flowback.

Posteriormente, se calculó el flujo másico del flowback, multiplicando el volumen del caudal tomado de referencia para el cálculo previo (3300000 L/día) (Rosenblum et al., 2017) y la densidad del flowback (1,07 g/cm<sup>3</sup>) (Instituto Argentino de Petróleo y gas, 2013; Prieto & Puente, 2016), obteniendo de esta manera una masa equivalente a 3531000 kg/día de flowback.

Finalmente, la energía térmica se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$Entalpía \left( \frac{kJ}{kg} \right) * flujo \text{ másico flowback} \left( \frac{kg}{día} \right) \quad (2)$$

En la tabla 5 se puede observar el resultado obtenido en la energía química de la DQO y la energía térmica, en unidades de kWh/m<sup>3</sup>. La energía química se calculó para cada valor de DQO obtenido en la caracterización fisicoquímica y bioquímica, es decir, la concentración promedio, mínima y máxima de DQO que puede contener un flowback, la cual se comparó con la energía que se puede obtener con la expectativa máxima (14,7 kJ/gDQO) y los gastos energéticos de cada tecnología de tratamiento del flowback, con la finalidad de observar la viabilidad de tratamiento y determinar cuál tecnología es más óptima en términos energéticos.

Se pudo observar que las tecnologías de membrana tienen un gasto energético muy inferior a la energía que se puede obtener con las concentraciones máximas y promedio de la DQO, sin embargo, en la concentración promedio la energía obtenida es menor que la energía requerida por el tratamiento térmico; por otra parte, se observa que con muy bajas concentraciones de DQO (450 mg/L) también es viable obtener energía, pero esta es muy baja con respecto al gasto energético requerido por los tratamientos, a excepción de la destilación de membrana, la cual es una tecnología eficiente con altos porcentajes de remoción (Aranguren et al., 2017).

Por consiguiente, las tecnologías de tratamiento de membranas son viables para el tratamiento de flowback, debido a sus porcentajes de remoción, capacidad de carga y gasto energético, pero se observa mayor viabilidad en el uso de destilación de membranas debido a que se puede suplir su energía incluso con concentraciones de DQO muy bajas. Adicionalmente, se evidencia que el uso de tecnologías térmicas solo es viable, en términos energéticos, cuando es indispensable su uso debido a muy altas concentraciones de TDS que no puedan ser tratadas con las demás tecnologías.

Por otra parte, en el potencial energético térmico se observa que éste podría suplir la energía promedio requerida para cada uno de los tratamientos, incluso el térmico, además que este es mucho mayor que el potencial energético obtenido mediante la DQO, a excepción del valor obtenido con los rangos máximos. Sin embargo, es importante tener en cuenta que se realizó la estimación con una temperatura y presión baja, es decir la expectativa mínima, por lo cual el potencial energético podría ser mucho mayor.

Tabla 5.

*Potencial energético del “flowback”*

POTENCIAL ENERGÉTICO (kWh/m <sup>3</sup> )			CONSUMO ENERGÉTICO TRATAMIENTOS (kWh/m <sup>3</sup> )			
	Concentración promedio	21,51*	Osmosis inversa	Osmosis directa	Destilación de membranas	Concentrador térmico
<b>ENERGÍA OBTENIDA A PARTIR DE LA DQO</b>		23,40**				
	Rango máximo	52,50*				
		51,17**				
	Rango mínimo	1,69*	5	0,13	2,5	25
		1,84**				
<b>ENERGÍA TÉRMICA</b>		31,15				

*\*energía obtenida con la mínima expectativa (13,5 kJ/gDQO) \*\*energía obtenida con la máxima expectativa (14,7 kJ/gDQO)*

**Fuente:** Autor.

Adicionalmente, se tiene el potencial salino, el cual depende de la energía libre de los gradientes de salinidad, donde debe haber diferencia de salinidad entre el cuerpo receptor y el que vierte, lo cual crea una energía libre de mezclado que se puede aprovechar, sin embargo, para ello es necesario utilizar un proceso de desalinización espontaneo, porque de lo contrario habría consumo energético (Nazaroff et al., 2001); por ende, la tecnología más frecuentemente utilizada es la osmosis directa o sus variaciones (e. g. PRO: Osmosis por presión retardada) (Alvarez-silva et al., 2016; Emami et al., 2013; Yin Yip et al., 2016).

En la osmosis, el agua fresca pasa naturalmente por una membrana hacía la solución más concentrada en sales, generando así una presión osmótica, haciendo que el fluido receptor aumente de nivel por diferencia de potencial hasta caer a una turbina donde se transforma la energía (Nazaroff et al., 2001).

Por otra parte, como se mencionó en capítulos anteriores, los flowback son muy variantes debido a que pueden ser muy salobres o tener concentraciones apenas aceptables, por ende, en este tipo de agua residual no siempre se tendrá un potencial energético alto; entre más diferencia

de salinidad haya en la mezcla de agua, es mejor en términos energéticos. Además, para aprovechar el potencial energético y a su vez evitar impactos colaterales, se recomienda previo al vertimiento final, obtener la energía haciendo una mezcla del flowback pretratado y sin tratamiento, aprovechando la diferencia de salinidad, para obtener energía que cubra parcial o totalmente las necesidades de tratamiento.

Finalmente, el potencial salino se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$T (^{\circ}K) \times Q \left( \frac{m^3}{s} \right) \times m \left( \frac{mol}{m^3} \right) \times R \left( 8.314 \left( \frac{J}{mol.K} \right) \right) \times [X_i \ln X_i + Y_i \ln Y_i] \quad (3)$$

Como se observa en la Ecuación 3, para el cálculo de la energía de Gibbs liberada durante la mezcla, se deben conocer características muy específicas de los dos tipos de agua, como lo son: temperatura (T), caudal (Q), moles totales en la unidad de volumen a utilizar (m) y la fracción molar de los iones ( $X_i$  y  $Y_i$ ), tanto de la solución de baja como de alta concentración (Alvarez-silva et al., 2016; Yin Yip et al., 2016). Por ende, en este estudio no se realiza el cálculo debido a que no se cuenta con una caracterización del flowback tan específica, además este tipo de potencial es un proyecto que apenas está siendo explorado en los diferentes tipos de aguas salobres. Sin embargo, en la literatura se encuentran potenciales de alrededor de 0.44 kWh/m<sup>3</sup>–0.76 kWh/m<sup>3</sup> (Wageningen University, n.d.; Yin Yip et al., 2016)

Finalmente, se debe considerar que los potenciales energéticos obtenidos en esta investigación son valores brutos, debido a que a pesar de que se calcularon en un escenario conservativo con las mínimas expectativas, se asumió que toda la energía se aprovecha y no se tuvieron en cuenta las pérdidas que pueden generarse al transformar la energía.

En el componente químico se puede transformar la energía por ruta biogas donde se podrían generar pérdidas por fugas, eficiencia del biorreactor típico y eficiencia de las turbinas; mientras que el potencial térmico se puede aprovechar mediante bombas de calor, las cuales también tienen una eficiencia, además se pueden presentar pérdidas de temperatura en el proceso de transformación de energía. Sin embargo, aun así, los flowback tienen potenciales energéticos altos que pueden ser aprovechados en el tratamiento y demás operaciones de los campos petroleros.

## Conclusiones

Los flowback derivados de procesos de “fracking” son un tipo de agua residual compleja, debido a que las concentraciones de contaminantes y los caudales tienen una variación muy alta entre pozos, incluso de la misma zona geográfica. Por ende, no se pudieron definir concentraciones exactas de contaminantes pero sí rangos, los cuales permiten hacer una estimación del valor real, el cual debe obtenerse con los estudios por pozo específico.

Las tecnologías de tratamiento de flowback son muy variadas debido a que manejan diversos porcentajes de remoción, capacidad de carga y consumo energético. Debido a esto, se determinó que la tecnología que mostró mayor eficiencia fue la destilación de membranas, por su capacidad de operación y rendimiento con bajo gasto energético; mientras que la energía menos viable es la térmica, debido a que requiere cantidades muy altas de energía, las cuales solo podrían ser suplidas con energía térmica o la energía obtenida a partir de la DQO cuando sus concentraciones son muy elevadas; sin embargo es una tecnología que se tuvo en cuenta durante el estudio porque es necesaria para tratar aguas con muy elevadas concentraciones de TDS en rangos que no pueden suplir las tecnologías con membranas.

El potencial energético del flowback de procesos de “fracking” obtenido por la materia orgánica o DQO es alto, debido a que las concentraciones más bajas de DQO presente en ese tipo de aguas residuales también evidenciaron porcentajes energéticos en magnitudes que pueden llegar a suplir el gasto requerido por las tecnologías de tratamiento, en especial la destilación de

membranas. A su vez, se identificó que a medida que aumentan las concentraciones de DQO aumentaron también las posibilidades de recobro energético para reuso dentro del proceso.

El potencial energético térmico también mostró resultados favorecedores, debido a que la energía obtenida fue alta con capacidad de suplir el gasto energético promedio requerido por cada una de las tecnologías de tratamientos, además cabe la posibilidad de que este potencial sea mucho mayor, debido a que la temperatura y presión promedios tomados como referencia para el cálculo fueron bajos y aun así la capacidad energética fue más alta que la obtenida mediante la materia orgánica.

Las aguas residuales provenientes del fracking o flowback han sido un residuo complejo que requiere elevado gasto energético para tratamiento, ya sea con finalidad de reinyección dentro del proceso o vertimiento; sin embargo, este estudio muestra que tienen un potencial energético elevado el cual podría ser aprovechado para suplir el gasto energético requerido para tratamiento de estos efluentes o utilizado dentro de los procesos de extracción y demás operaciones de los campos petroleros.

Por medio del aprovechamiento energético se pueden mitigar los impactos ambientales, que no solo están relacionados con contaminación química sino también con gasto energético, el cual es un aspecto que aún no recibe la importancia requerida, debido a que genera deterioro ambiental de forma indirecta (e. g. GEI: gases de efectos invernadero), por ende, en esta investigación se buscaba no sólo obtener los valores de potencial sino mostrar que se pueden aprovechar al servicio del tratamiento y de reducir los impactos de ese proceso.

### Referencias Bibliográficas

- Adams, M. B. (2011). Land Application of Hydrofracturing Fluids Damages a Deciduous Forest Stand in West Virginia, 1340–1344. <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0504>
- Akyon, B., Stachler, E., Wei, N., & Bibby, K. (2015). Microbial Mats as a Biological Treatment Approach for Saline Wastewaters : The Case of Produced Water from Hydraulic Fracturing  
Microbial Mats as a Biological Treatment Approach for Saline Wastewaters : The Case of Produced Water from Hydraulic Fracturing. <https://doi.org/10.1021/es505142t>
- Altaee, A., & Hilal, N. (2014). Dual-stage forward osmosis / pressure retarded osmosis process for hypersaline solutions and fracking wastewater treatment. *DES*, 350, 79–85. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.07.013>
- Alvarez-silva, O. A., Osorio, A. F., & Winter, C. (2016). Practical global salinity gradient energy potential. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 60, 1387–1395.
- Alzahrani, S., & Wahab, A. (2014). Journal of Water Process Engineering Challenges and trends in membrane technology implementation for produced water treatment : A review. *Journal of Water Process Engineering*, 4, 107–133. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2014.09.007>
- Anderson, M., (2018). Peak oil, Peak water and food: a capacitive means heping to tame this nexus. Water Energy Nexus Conference.
- Aranguren, F., Calderón, Z., & Usuriaga, J. (2017). A selection methodology of flowback in hydraulic fracturing in source rocks- A strategy to reduce the enviromental impacts in

Colombia, 7, 5–30.

Arnedo, A. E., & Yunes, K. M. (2015). Fracking : Extracción de gas y petróleo no convencional , y su impacto ambiental. *Universidad de San Buenaventura*, 1–34. Retrieved from [http://bibliotecadigital.usb.edu.co/bitstream/10819/2858/1/Fracking](http://bibliotecadigital.usb.edu.co/bitstream/10819/2858/1/Fracking_gas_Arnedo_2015.pdf) Extracción gas\_Arnedo\_2015.pdf

Bernardo, P., & Drioli, E. (2010). Membrane Technology: Latest Applications in the Refinery and Petrochemical Field.

Bertinat, P., & D’Elia, E. (2014). *20 Mitos y realidades del Fracking*.

Björklund, J., Geber, U., & Rydberg, T. (2001). Energy analysis of municipal wastewater treatment and generation of electricity by digestion of sewage sludge. *Resources, Conservation and Recycling*, 31(4), 293–316. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(00\)00091-4](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(00)00091-4)

Boschee, P. (2014). Produced and Flowback Water Recycling and Reuse.

Butkovskyi, A., Hofman-caris, R., Bruning, H., Wezel, A. P. Van, & Rijnaarts, H. H. M. (2018). Removal of organic compounds from shale gas flowback water, 138. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.041>

Carrero-parreño, A., Onishi, V. C., Salcedo-díaz, R., Ruiz-Femenia, R., Fraga, E. S., Caballero, J. A., & Reyes-labarta, J. A. (2017). Optimal Pretreatment System of Flowback Water from Shale Gas Production. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.6b04016>

Cath, T. Y., Childress, A. E., & Elimelech, M. (2006). Forward osmosis: Principles, applications, and recent developments. *Journal of Membrane Science*, 281(1–2), 70–87. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2006.05.048>

Coday, B. D., Almaraz, N., & Cath, T. Y. (2015). Forward osmosis desalination of oil and gas

- wastewater: Impacts of membrane selection and operating conditions on process performance. *Journal of Membrane Science*, 488, 40–55.  
<https://doi.org/10.1016/j.memsci.2015.03.059>
- Cook, T., & Perrin, J. (2016). Hydraulic fracturing accounts for about half of current U.S. crude oil production. In U.S Energy Information Administration (EIA). Retrieved from <https://www.eia.gov/todayinenergy/detail.php?id=25372#>
- Depa, S. (2011). *Review of Emerging Resources: U.S. Shale Gas and Shale Oil Plays*.
- Donaldson, E. C., Alam, W., & Begum, N. (2013). Environmental Impacts of Hydraulic Fracturing. In *Hydraulic Fracturing Explained* (pp. 117–157).  
<https://doi.org/10.1016/B978-1-933762-40-1.50015-5>
- Emami, Y., Mehrangiz, S., Etemadi, A., Mostafazadeh, A., & Darvishi, S. (2013). A Brief Review about Salinity Gradient Energy. *International Journal of Smart Grid and Clean Energy*, 2, 295–300.
- Engelber, D., Walker, K., Ross, J., Banks, S., & Tesch, D. (2015). *Enhanced EPA Oversight and Action Can Further Protect Water Resources From the Potential Impacts of Hydraulic Fracturing*. U.S. Environmental Protection Agency.
- Engle, M. A., & Rowan, E. L. (2014). Geochemical evolution of produced waters from hydraulic fracturing of the Marcellus Shale , northern Appalachian Basin: A multivariate compositional data analysis approach. *International Journal of Coal Geology*, 126, 45–56.  
<https://doi.org/10.1016/j.coal.2013.11.010>
- Esparza, R. (2016). Tratamiento de agua producida en campos en plantas de explotación de hidrocarburos para disposición final mediante reinyección a pozos.
- Ferrer, I., & Thurman, E. M. (2015). Trends in Environmental Analytical Chemistry Chemical

constituents and analytical approaches for hydraulic fracturing waters. *Biochemical Pharmacology*, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.teac.2015.01.003>

Harper, W. (2014). *HYDRAULIC FRACTURING* :

Hayes, T., & Severin, B. (2012). *Barnett and Appalachian Shale Water Management and Reuse Technologies*.

Heidrich, E. S., Curtis, T. P., & Dolfing, J. (2011). Determination of the internal chemical energy of wastewater. *Environmental Science and Technology*, 45(2), 827–832. <https://doi.org/10.1021/es103058w>

Instituto Argentino de Petróleo y gas. (2013). *Gestión del agua en la exploración y explotación de reservorios no convencionales en el área de influencia de la cuenca Neuquina*.

Meneses-Jácome, A. (2017). *Sostenibilidad del Nexus Agua - Energía en Sistemas de Tratamiento de Efluentes Agroindustriales*.

Jiang, M., Hendrickson, C. T., & Vanbriesen, J. M. (2013). Life Cycle Water Consumption and Wastewater Generation Impacts of a Marcellus Shale Gas Well.

Johnson, G., Stowell, L., & Monroe, M. (2006). Tratamiento VSEP de Rechazo de Osmosis desde el agua salobre subterránea Una comparación de Métodos del Tratamiento Convencionales y los de VSEP , un Sistema de Filtración por Membranas Vibratorias .

King, G. E., & Corporation, A. (2010). Thirty Years of Gas Shale Fracturing : What Have We Learned ?, (September), 19–22.

Lester, Y., Ferrer, I., Thurman, E. M., Sitterley, K. A., Korak, J. A., Aiken, G., & Linden, K. G. (2015). Characterization of hydraulic fracturing flowback water in Colorado: Implications for water treatment. *Science of the Total Environment*, 512–513, 637–644. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.043>

- Llenos, A. L., & Michael, A. J. (2013). Modeling Earthquake Rate Changes in Oklahoma and Arkansas: Possible Signatures of Induced Seismicity, *103*(5), 2850–2861. <https://doi.org/10.1785/0120130017>
- Lutchmiah, K., Verliefde, A. R. D., Roest, K., Rietveld, L. C., & Cornelissen, E. R. (2014). Forward osmosis for application in wastewater treatment: A review. *Water Research*, *58*(0), 179–197. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.045>
- Maloney, K. O., & Yoxtheimer, D. A. (2014). Production and Disposal of Waste Materials from Gas and Oil Extraction from the Marcellus Shale Play in Pennsylvania, (May). <https://doi.org/10.1017/S146604661200035X>
- Maltos, R. A., Regnery, J., Almaraz, N., Fox, S., Schutter, M., Cath, T. J., ... Cath, T. Y. (2018). Produced water impact on membrane integrity during extended pilot testing of forward osmosis – reverse osmosis treatment. *Desalination*, *440*(January), 99–110. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2018.02.029>
- Mao, J., Zhang, C., & Yang, X. (2018). Investigation on Problems of Wastewater from Hydraulic Fracturing and Their Solutions, 1–13.
- McGovern, R. K., & Lienhard, J. H. (2014). On the potential of forward osmosis to energetically outperform reverse osmosis desalination. *Journal of Membrane Science*, *469*, 245–250. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2014.05.061>
- Mehany, M. S. H. M., & Guggemos, A. (2015). A Literature Survey of the Fracking Economic and Environmental Implications in the United States. *Procedia Engineering*, *118*, 169–176. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2015.08.415>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Resolución No. 0631 (2015). Retrieved from <http://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/d1->

res\_631\_marz\_2015.pdf

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Resolución No. 0883 (2018). Colombia.

Nazaroff, W. W., & Alvarez-Cohen, L. (2001). *Environmental engineering science*. New York: Wiley.

Onishi, V. C., Carrero-parreño, A., Reyes-labarta, J. A., Ruiz-femenia, R., Salcedo-díaz, R., Fraga, E. S., & Caballero, J. A. (2017). Shale gas flowback water desalination : Single vs multiple-effect evaporation with vapor recompression cycle and thermal integration. *El Sevier*, 404, 230–248. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.11.003>

Orem, W., Tatu, C., Varonka, M., Lerch, H., Bates, A., Engle, M., ... Mcintosh, J. (2014). Organic substances in produced and formation water from unconventional natural gas extraction in coal and shale. *International Journal of Coal Geology*, 126, 20–31. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2014.01.003>

Osborn, S. G., Mcintosh, J. C., & Hanor, J. S. (2012). Iodine-129 , Sr / Sr , and trace elemental geochemistry of Northern Appalachian basin brines : evidence for basinal-scale fluid migration and clay mineral diagenesis. *American Journal of Science*, 312(March), 263–287. <https://doi.org/10.2475/03.2012.01>

Papoulias, D. M., & Velasco, A. L. (2013). Histopathological Analysis of Fish from Acorn Fork Creek , Kentucky , Exposed to Hydraulic Fracturing Fluid Releases Histopathological Analysis of Fish from Acorn Fork Creek , Kentucky , Exposed to Hydraulic Fracturing Fluid Releases, *12*(4), 92–111.

Prieto, D., & Puente, S. (2016). *Gestión hídrica en explotaciones hidrocarburíferas no convencionales*.

Rezakazemi, M., Khajeh, A., & Mesbah, M. (2018). Membrane filtration of wastewater from gas

and oil production. *Environmental Chemistry Letters*, 16(2), 367–388.  
<https://doi.org/10.1007/s10311-017-0693-4>

Romero, L. (2016). *Análisis De Los Riesgos Ambientales Asociados a La Explotación De Yacimientos No Convencionales Desde Un Contexto Internacional Y Su Aplicación En Colombia*. Retrieved from <http://repository.uamerica.edu.co/bitstream/20.500.11839/640/1/1032459250-2016-2-GA.pdf>

Rosenblum, J., Nelson, A. W., Ruyle, B., Schultz, M. K., Ryan, J. N., & Linden, K. G. (2017). Temporal characterization of flowback and produced water quality from a hydraulically fractured oil and gas well. *Science of the Total Environment*, 596–597, 369–377.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.294>

Rowan, E., Engle, M., Kirby, C., & Kraemer, T. (2011). Radium Content of Oil- and Gas-Field Produced Waters in the Northern Appalachian Basin (USA): Summary and Discussion of Data. *U.S. Geological Survey*.

Sanjuanelo, J. M., & Pacheco, J. (2015). Metodología para el acondicionamiento de aguas de producción y flowback para reuso en fracturamiento hidráulico y acidificación en un campo Colombiano.

Skalak, K. J., Engle, M. A., Rowan, E. L., Jolly, G. D., Conko, K. M., Benthem, A. J., & Kraemer, T. F. (2014). Surface disposal of produced waters in western and southwestern Pennsylvania: Potential for accumulation of alkali-earth elements in sediments. *International Journal of Coal Geology*, 126, 162–170.  
<https://doi.org/10.1016/j.coal.2013.12.001>

States, S., Cyprych, G., Stoner, M., Wydra, F., Kuchta, J., Monnell, J., & Casson, L. (2013).

- Marcellus Shale drilling and brominated THMs in Pittsburgh, Pa., drinking water. *American Water Works Association*, 432–448. <https://doi.org/10.5942/jawwa.2013.105.0093>
- Tauw group. (2008). Energy recovery in the water chain. Tauw group magazine.
- Thermopedia. (2011.). Steam tables. Retrieved from <http://www.thermopedia.com/content/1150/>
- Thiel, G. P., Tow, E. W., Banchik, L. D., Chung, H. W., & Lienhard V, J. H. (2015). Energy consumption in desalinating produced water from shale oil and gas extraction. *Desalination*, 366, 94–112. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.12.038>
- U.S Energy Information Administration. (2015a). *Technically Recoverable Shale Oil and Shale Gas Resources : China*.
- U.S Energy Information Administration. (2015b). *Technically Recoverable Shale Oil and Shale Gas Resources: Northern South America*.
- U.S Environmental Protection Agency. (2015). *Assessment of the Potential Impacts of Hydraulic Fracturing for Oil and Gas on Drinking Water Resources Executive Summary*.
- U.S Environmental Protection Agency. (2016). *Hydraulic Fracturing for Oil and Gas: Impacts from the Hydraulic Fracturing Water Cycle on Drinking Water Resources in the United States. Executive Summary. Final Report*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384931-1.00012-X>
- Van der Elst, N., Savage, H. M., Keranen, K. M., & Abers, G. A. (2013). Enhanced Remote Earthquake Triggering at Fluid-Injection Sites in the Midwestern United States, 164. <https://doi.org/10.1126/science.1238948>
- Veil, J. (2010). *Water Management Technologies Used by Marcellus Shale Gas Producers. Oil & Natural Gas Technology*.
- Vengosh, A., Jackson, R. B., Warner, N., Darrah, T. H., & Kondash, A. (2014). A Critical

Review of the Risks to Water Resources from Unconventional Shale Gas Development and Hydraulic Fracturing in the United States.

Wageningen University. (n.d.). Free energy from salinity gradients: Blue Energy and other emerging applications. Retrieved from <https://www.wetsus.nl/includes/downloadFile.asp?id...date=58f42c>

Walton, J. C., & Woocay, A. (2014). Environmental issues related to enhanced production of natural gas (March 2013). <https://doi.org/10.3992/jgb.8.1.62>

Warner, N. R., Christie, C. A., Jackson, R. B., & Vengosh, A. (2013). Impacts of Shale Gas Wastewater Disposal on Water Quality in Western Pennsylvania.

Warner, N. R., Jackson, R. B., Darrah, T. H., Osborn, S. G., Down, A., & Zhao, K. (2012). Geochemical evidence for possible natural migration of Marcellus Formation brine to shallow aquifers in Pennsylvania, *109*(30). <https://doi.org/10.1073/pnas.1121181109>

Yin-Yip, N., (2018). Desalination of hypersaline brines with temperatures swing solvent extraction. Water Energy Nexus Conference.

Yin Yip, N., Brogioli, D., Hamelers, H. V., & Nijmeijer, K. (2016). Salinity Gradients for Sustainable Energy: Primer, Progress, and Prospects. *Environmental Science and Technology*, 12072–12094. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03448>

Yuan, Z., Gardoni, P., Schubert, J., & Teodoriu, C. (2013). Cement failure probability analysis in water injection well. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, *107*, 45–49. <https://doi.org/10.1016/j.petrol.2013.04.011>

Zhang, H., Xiong, Z., Ji, F., Lai, B., & Yang, P. (2017). Pretreatment of shale gas drilling flowback fluid (SGDF) by the microscale Fe<sub>0</sub>/persulfate/O<sub>3</sub> process (mFe<sub>0</sub>/PS/O<sub>3</sub>). *Chemosphere*, *176*, 192–201. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.122>