



Revista EIA  
ISSN 1794-1237  
e-ISSN 2463-0950  
Año XIX/ Volumen 20/ Edición N.39  
Enero-Junio de 2023  
Reia3911 pp. 1-61

Publicación científica semestral  
Universidad EIA, Envigado, Colombia

**PARA CITAR ESTE ARTÍCULO /  
TO REFERENCE THIS ARTICLE /**

Naranjo-Fernández, D.  
Alternativas de vertimiento y reúso de  
aguas de producción de yacimientos  
convencionales y no convencionales  
de crudo y gas en Colombia.  
Revista EIA, 20(39), Reia3911.  
pp. 1-61  
<https://doi.org/10.24050/reia.v20i39.1620>

✉ *Autor de correspondencia:*

Naranjo-Fernández, D. (Dario)  
Ingeniero Químico, Ph.D. Ingeniería  
Hidráulica y Saneamiento.  
Profesor Asociado, Escuela Ambiental,  
Facultad de Ingeniería, Universidad  
de Antioquia.  
Correo electrónico:  
dario.naranjo@udea.edu.co

**Recibido:** 12-07-2022

**Aceptado:** 12-09-2022

**Disponible online:** 01-01-2023

# Alternativas de vertimiento y reúso de aguas de producción de yacimientos convencionales y no convencionales de crudo y gas en Colombia

✉ DARÍO NARANJO-FERNÁNDEZ<sup>1</sup>

1. Universidad de Antioquia

## RESUMEN

Las aguas de producción son el principal residuo de la explotación de yacimientos convencionales y no convencionales de crudo y gas y deben tratarse y disponerse adecuadamente para evitar la contaminación de las matrices ambientales. No obstante, la normatividad ambiental colombiana relacionada con las alternativas de gestión de estas aguas de producción está dispersa y tiene vacíos. Esta revisión tiene como objetivo analizar las alternativas de vertimiento y reúso de las aguas de producción, establecidas en la normatividad y en literatura especializada, proponer opciones para subsanar los vacíos normativos y presentar las tecnologías de tratamiento para estas aguas. Los resultados de la revisión de la normatividad evidencian vacíos relacionados con el vertimiento de las aguas de producción al aire por evaporación total o parcial en lagunas, además de vacíos y contradicciones en cuanto al vertimiento de las aguas de producción en acuíferos a través de pozos inyectoros. En cuanto a la revisión de la literatura especializada, los resultados muestran opciones de reúso diferentes a las consideradas en la normatividad y dos alternativas surgen como las más comunes: recobro mejorado en yacimientos convencionales y operaciones de fracturación hidráulica en yacimientos no convencionales. Igualmente, la literatura especializada presenta una amplia disponibilidad de tecnologías de tratamiento para las aguas de producción; no obstante, su selección depende de sus características y de los límites máximos permisibles de contaminantes según la alternativa de vertimiento y reúso. Como contribuciones, esta revisión discute acerca de las principales problemáticas asociadas a la disposición de las aguas de producción a través de pozos inyectoros, o su reúso en pozos productores, que podrían producir la contaminación de acuíferos y suelos: la pérdida de inyectividad de la formación y la corrosión de líneas de conducción. Adicionalmente, propone parámetros de caracterización de aguas de formación y aguas de producción crudas y tratadas, junto con posibles ensayos de compatibilidad con el fin de evitar las problemáticas discutidas.

**Palabras clave:** aguas de formación, aguas de producción, fluido de estimulación hidráulica, fluido de retorno, yacimientos convencionales, yacimientos no convencionales, alternativas de vertimiento, alternativas de reúso, normatividad ambiental, disposición en pozo inyector, tratamiento de aguas de producción.

# Alternatives for discharge and reuse of produced water from conventional and unconventional oil and gas reservoirs in Colombia

## ABSTRACT

Produced water are the main waste from the exploitation of conventional and unconventional oil and gas reservoirs and must be treated and disposed of properly to avoid contamination of environmental matrices. However, Colombian environmental regulations related to alternatives for managing this produced water are scattered and have gaps. The objective of this review is to analyze the alternatives for discharge and reuse of produced water, established in the regulations and specialized literature, propose options to fill the regulatory gaps and present treatment technologies for these waters. The results of the review of the regulations show gaps related to the discharge of produced water into the air by total or partial evaporation in lagoons, as well as gaps and contradictions regarding the discharge of produced water into aquifers through injector wells. Regarding the review of specialized literature, the results show reuse options different from those considered in the regulations and two alternatives emerge as the most common: enhanced recovery in conventional reservoirs and hydraulic fracturing operations in unconventional reservoirs. Likewise, the specialized literature presents a wide availability of treatment technologies for produced water; however, their selection depends on their characteristics and the maximum permissible limits of contaminants according to the discharge and reuse alternative. As contributions, this review discusses the main problems associated with the disposal of produced water through injector wells, or its reuse in producer wells, which could cause contamination of aquifers and soils: loss of formation injectivity and corrosion of pipelines. Additionally, it proposes parameters for the characterization of formation waters and raw and treated production waters, together with possible compatibility tests in order to avoid the problems discussed.

**Keywords:** formation water, produced water, hydraulic stimulation fluid, flowback fluid, conventional reservoirs, unconventional reservoirs, discharge alternatives, reuse alternatives, environmental regulations, disposal in injector wells, produced water treatment.

## 1. Introducción

Las aguas de producción de yacimientos convencionales (AP-YC) son aguas que se extraen junto con crudo y gas durante su explotación y cuya composición está fuertemente ligada con las aguas presentes naturalmente en todos los yacimientos, denominadas aguas de formación; éstas AP-YC constituyen una mezcla compleja de compuestos orgánicos e inorgánicos, disueltos y dispersos (Neff, Lee y DeBlois, 2011). En contraste, las aguas de producción y fluido de retorno de yacimientos no convencionales (APFR-YNC) consisten en una mezcla de aguas de formación y del fluido de estimulación hidráulica utilizado durante la explotación, cuya composición varía espacial y temporalmente (U.S.-EPA, 2015).

Para las AP-YC, la normatividad colombiana permite su vertimiento al alcantarillado público y a aguas superficiales (MADS, 2015a), a aguas marinas (MADS, 2018a), a suelos (MADS, 2018b), al aire (a través de permiso de emisiones) y a acuíferos (MADS, 2015b; MAVDT, 2010a). Por otro lado, para APFR-YNC, la normatividad prohíbe explícitamente su vertimiento al alcantarillado público, a aguas superficiales (MADS, 2015a), a suelos (MADS, 2018b), no lo prohíbe explícitamente a aguas marinas (MADS, 2018a) y permite su vertimiento a acuíferos (MAVDT, 2010a). No obstante, para la alternativa de vertimiento a acuíferos, tanto para AP-YC como APFR-YNC, se carece de lineamientos para su caracterización fisicoquímica o para ensayos de compatibilidad para su disposición en pozos inyectoros. En cuanto al reúso, la normatividad permite destinar las AP-YC al reúso agrícola o industrial sin prohibir explícitamente esos reúsos para las APFR-YNC (MADS, 2014a). Otro reúso común para las AP-YC y APFR-YNC es el recobro mejorado (Guerra, Dahm y Dundorf, 2011; Veil, 2011) y las operaciones de fracturación hidráulica respectivamente (Boschee, 2014; Guerra, Dahm y Dundorf, 2011); no obstante, también se carece de lineamientos para su caracterización fisicoquímica o para ensayos de compatibilidad para su reúso en pozos productores.

Independientemente de las alternativas de vertimiento o reúso de las AP-YC y APFR-YNC, es necesario su tratamiento para el cumplimiento de la normatividad debido a que contienen comúnmente concentraciones significativas de contaminantes orgánicos e inorgánicos. Las tecnologías de tratamiento de AP-YC y APFR-YNC se componen de procesos unitarios físicos, químicos y biológicos,

una amplia variedad de estudios presentan revisiones acerca de ellas (Al-Ghouti et al., 2019; Coonrod et al., 2020; Dahm y Chapman, 2014; Drewes et al., 2009; Fakhru'l-Razi et al., 2009; Guerra, Dahm y Dundorf, 2011; Igunnu y Chen, 2014; Jiménez et al., 2018; Silva et al., 2017; Stewart y Arnold, 2011; Sun et al., 2019; U.S.-EPA, 2015). La selección de la alternativa de tratamiento depende principalmente de las características fisicoquímicas de las AP-YC y APFR-YNC y de la alternativa de gestión, por tanto, es necesario disponer de la caracterización de las aguas crudas y de los valores límites máximos permisibles para cada vertimiento o reúso (U.S.-EPA, 2015).

Esta revisión pretende analizar las alternativas de vertimiento y reúso de AP-YC y APFR-YNC en el país, proponer opciones para subsanar los vacíos normativos y presentar las tecnologías de tratamiento para estas aguas, tema de interés y actualidad especialmente en lo que concierne a las aguas de producción de yacimientos no convencionales.

Para alcanzar este propósito, la información se presenta bajo la siguiente estructura. Inicialmente se presenta la composición de las aguas de formación y se discute acerca de la composición de las AP-YC y APFR-YNC, para, a continuación, presentar las alternativas de vertimiento y de reúso aplicables según la normatividad colombiana y otros reúsos documentados en la literatura especializada. Posteriormente, se presentan los posibles destinos de vertimiento y reúso de las AP-YC y APFR-YNC y las principales problemáticas asociadas a la alternativa predominante de vertimiento: disposición en pozos inyectores, o a alternativas comunes de reúso en pozos productores: recobro mejorado y operaciones de fracturación hidráulica. Finalmente, se presentan las alternativas de tratamiento para estas aguas de producción resaltando la necesidad de conocer las características fisicoquímicas anteriores y posteriores al tratamiento; estas últimas dependientes de la opción de vertimiento o reúso a las que se destinarán. Al respecto, con el fin de subsanar parcialmente los que pueden considerarse vacíos normativos, se presenta una propuesta para la caracterización de las aguas de producción crudas al igual que una propuesta para la caracterización de las aguas de producción tratadas y aguas de formación del pozo inyector o productor, junto con algunos posibles ensayos de compatibilidad con el fin de evitar la contaminación de acuíferos y suelos originada por las problemáticas presentadas en la sección anterior.

## 2. Composición de aguas de formación y aguas de producción

### 2.1. Aguas de formación

Las aguas de formación son aguas que están presentes naturalmente en todos los yacimientos de crudo y gas cuyo origen es difícil de determinar de manera general. Se clasifican en endogénicas y exogénicas; las primeras estaban presentes originalmente en la formación (connatas) mientras que las segundas se infiltraron desde la superficie (absorbidas) o penetraron desde acumulaciones de sedimentos superiores o compactación de sedimentos inferiores (juveniles) (Collins y Wright, 1985). Según Collins y Wright (1985), cerca del 70% de las reservas mundiales de crudo están asociadas con aguas altamente salinas que contienen más de 100 g/L de sólidos disueltos y se clasifican como salmueras, mientras el 30% contienen menos de 100 g/L siendo algunas casi aguas dulces con menos de 1 g/L de sólidos disueltos, usualmente atribuidas a un origen exogenético.

La evolución de la composición de las aguas de formación en yacimientos depende de factores como: composición del agua endogénica en el ambiente de deposición de la roca sedimentaria, cambios subsecuentes por la interacción roca-hidrocarburo-agua durante la compactación del sedimento, cambios por la interacción roca-hidrocarburo-agua durante la migración del agua (si ocurre migración) y cambios por mezcla con aguas exogénicas incluyendo aguas más jóvenes como las meteóricas (Collins y Wright, 1985).

La composición actual de las aguas de formación en yacimientos de crudo y gas es una mezcla compleja de compuestos orgánicos e inorgánicos, disueltos y dispersos; para determinarla es necesaria la cuantificación de las concentraciones de compuestos orgánicos e inorgánicos, de gases disueltos y la medición de algunas propiedades fisicoquímicas. Entre los componentes de las aguas de formación, los compuestos inorgánicos comúnmente están presentes en importantes cantidades como presenta la Tabla 1.

**Tabla 1.** Orden y concentración de componentes inorgánicos en aguas de formación.

Orden	Componente	Concentración (mg/L), comentario
%	Na <sup>+</sup>	[Cl <sup>-</sup> ] ≤ 19.000 – [Cl <sup>-</sup> ] ≥ 200.000 Principales iones en las aguas de formación con elevada concentración debido a que no precipitan fácilmente por formación de sales, no se adsorben fácilmente por intercambio iónico en arcillas u otras superficies minerales, no intervienen en reacciones de oxidación-reducción y no forman complejos solubles importantes.
	Cl <sup>-</sup>	
% o ppm	Ca <sup>2+</sup>	[Ca <sup>2+</sup> ] ≤ 1.000 – [Ca <sup>2+</sup> ] ≥ 30.000 Influida por intercambio catiónico y formación de dolomita, calcita, entre otros minerales. En general, las aguas asociadas con caliza, dolomía y yeso contienen más calcio que las aguas asociadas a areniscas.
	Mg <sup>2+</sup>	[Mg <sup>2+</sup> ] ≤ 100 – [Mg <sup>2+</sup> ] ≥ 3.000 Influida principalmente por la formación de dolomía.
	Br <sup>-</sup>	[Br <sup>-</sup> ] ≤ 50 – [Br <sup>-</sup> ] ≥ 6.000 Es el siguiente anión después del cloruro más predominante en muchas aguas de formación. Debido a su carácter inerte, es muy útil como marcador geoquímico en la determinación de la evolución química de salmueras derivadas de aguas marinas.
	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0 ≤ [SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ] ≤ 1.000 Influida por la actividad bacteriana (bacterias sulfatorreductoras) y por la presencia de cationes calcio, estroncio y bario que generan sales de sulfato de baja solubilidad. Usualmente su concentración es baja, permitiendo a los cationes calcio, estroncio y bario, que forman sales insolubles de sulfato, estar presentes a altas concentraciones en solución.

Orden	Componente	Concentración (mg/L), comentario
% o ppm	S <sup>2-</sup>	Formado por reducción de sulfato por bacterias sulfatorreductoras (e.g. <i>Desulfovibrio desulfuricans</i> ) en ambientes reductores anaerobios como aguas de formación. La forma predominante (H <sub>2</sub> S/HS <sup>-</sup> /S <sup>2-</sup> ) dependen del pH y de la temperatura del agua de formación. Son fuentes secundarias de alcalinidad.
> 100 ppm	K <sup>+</sup>	[K <sup>+</sup> ] = 10 - [K <sup>+</sup> ] ≥ 1.000
	Sr <sup>2+</sup>	Trazas - [Sr <sup>2+</sup> ] ≥ 3.000
> 100 ppm	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	Las especies del sistema carbonato son las principales fuentes de alcalinidad. La forma predominante (H <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> <sup>*</sup> /HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> ) dependen del pH y de la temperatura del agua de formación. A pH neutro predominan los iones bicarbonato (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) que forman carbonatos a medida que el pH asciende.
	Al <sup>3+</sup>	[Al <sup>3+</sup> ] ≥ 10 Presente en muchas arcillas. El pH del agua es el mayor control de su concentración. pH < 4,0 permitiría la disolución del 1% o más de aluminio.
1-100 ppm	Fe	Trazas - [Fe] ≥ 1.000 Presente en solución por la interacción con formaciones que contienen carbonatos, hidróxidos, óxidos y sulfuros de hierro. Predomina la forma reducida (Fe <sup>2+</sup> ) soluble en ambientes ácidos con potencial redox bajo como los de yacimientos.
	Ba <sup>2+</sup>	[Ba <sup>2+</sup> ] ≤ 1 - [Ba <sup>2+</sup> ] ≥ 100 Precipita con carbonatos o sulfatos.
	Li <sup>+</sup>	1 ≤ [Li <sup>+</sup> ] ≤ 50

Orden	Componente	Concentración (mg/L), comentario
1-100 ppm	$\text{NH}_4^+$	<p><math>[\text{NH}_4^+] \geq 10</math> (en muchas aguas de formación) Formado por la transformación anaerobia de los compuestos orgánicos nitrogenados (e.g. aminoácidos). Característico de yacimientos de crudo y gas en los que el potencial redox es bajo. La forma predominante (<math>\text{NH}_4^+/\text{NH}_3</math>) dependen del pH y de la temperatura del agua de formación. Si el potencial redox se eleva, el amonio se oxida a nitratos (<math>\text{NO}_3^-</math>).</p>
	$\text{BO}_3^{3-}$	<p>Trazas - <math>[\text{B}] \geq 200</math> En general, junto al bromuro y yoduro, está siempre asociado a aguas de formación de yacimientos de crudo. Su presencia en formaciones afecta las lecturas <i>log</i>. La forma predominante (<math>\text{H}_3\text{BO}_3/\text{H}_2\text{BO}_3^-/\text{HBO}_3^{2-}/\text{BO}_3^{3-}</math>) dependen del pH y de la temperatura del agua de formación. Son fuentes secundarias de alcalinidad.</p>
ppb (en mayoría)	Mn	<p>Trazas - <math>[\text{Mn}] \leq 10</math> Predomina la forma reducida (<math>\text{Mn}^{2+}</math>) soluble en ambientes ácidos con potencial redox bajo como los de yacimientos.</p>
	$\text{SiO}_2$	<p><math>1 \text{ mg/L} \leq [\text{Si}] \leq 500</math> (usualmente <math>&lt; 30</math>) Se considera que existe como especie no cargada de dióxido de silicio (<math>\text{SiO}_2</math>) La forma iónica predominante (<math>\text{H}_2\text{SiO}_3/\text{HSiO}_3^-/\text{SiO}_3^{2-}</math>) dependen del pH y de la temperatura del agua de formación. Pueden ser fuentes secundarias de alcalinidad.</p>
	$\text{I}^-$	$[\text{I}^-] \leq 10$
	Otros elementos: Cr, Cu, Ni, Sn, Ti, Zr	

Orden	Componente	Concentración (mg/L), comentario
ppb (en algunas)	Pb	Trazas - [Pb] ≤ 100 Solubilidad limitada de sus sales de sulfuro y sulfato en ambientes reducidos u oxidados.
	F <sup>-</sup>	Trazas - [F <sup>-</sup> ] ≤ 10 Aguas de formación con bajas concentraciones de calcio pueden contener grandes cantidades de fluoruro en caso de tener contacto con minerales de flúor.
	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	[PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ] ≤ 5 La forma predominante (H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub> /H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> /HPO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ) dependen del pH y de la temperatura del agua de formación. Son fuentes secundarias de alcalinidad.
	AsO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0 ≤ [AsO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ] ≤ 10 La forma predominante (H <sub>3</sub> AsO <sub>4</sub> /H <sub>2</sub> AsO <sub>4</sub> <sup>-</sup> /HAsO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> /AsO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ) dependen del pH y de la temperatura del agua de formación. Son fuentes secundarias de alcalinidad. Si el potencial redox es bajo como en las aguas de formación, puede predominar en forma reducida como arsenito (AsO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) sobre la forma oxidada como arsenato (AsO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ). Algunos compuestos de arsénico pueden usarse en yacimientos como inhibidores de corrosión
	Otros elementos: Ag, Au, Be, Co, Ga, Ge, Hg, Sb, U, V, W, Zn	

**Fuente:** Elaboración propia a partir de información de Collins y Wright (1985).

El conocimiento de los componentes inorgánicos de las aguas de formación y su concentración es útil para su identificación y evaluación de posibles tratamientos para vertimiento o reúso. Esta información también puede usarse para el análisis de los registros de pozos, la evaluación del impacto ambiental, la exploración geoquímica y la recuperación de minerales de valor (Collins y Wright, 1985).

Para profundizar en el conocimiento de las aguas de formación es necesaria la determinación de los componentes orgánicos disueltos y dispersos, que se componen principalmente por ácidos alifáticos y nafténicos con sus aniones. En general, aguas de formación

asociadas a crudos parafínicos contienen probablemente ácidos alifáticos mientras que las asociadas a crudos asfálticos contienen probablemente ácidos nafténicos (Collins y Wright, 1985). Otros compuestos orgánicos presentes en menores concentraciones son aminoácidos e hidrocarburos alifáticos, cíclicos y aromáticos. La determinación de los compuestos orgánicos disueltos en las aguas de formación es importante para estudiar fenómenos asociados al crudo, como su origen y migración o su desintegración y degradación (Collins y Wright, 1985).

Adicionalmente, grandes cantidades de gases disueltos, principalmente orgánicos (hidrocarburos), están contenidos en las aguas de formación; no obstante, frecuentemente están presentes gases inorgánicos como dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ); sulfuro de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{S}$ ), asociados a procesos de corrosión; y nitrógeno ( $\text{N}_2$ ) (Collins y Wright, 1985). Estos gases aumentan su solubilidad con el aumento de la presión y disminuye con el aumento de la salinidad y la temperatura.

Finalmente, entre las propiedades fisicoquímicas comúnmente medidas se encuentran el pH y el potencial redox -Eh-. El pH influye fuertemente en las reacciones de precipitación/disolución de sales. Su valor en aguas naturales, incluidas las aguas de formación, es controlado principalmente por el sistema carbonato y secundariamente por equilibrios ácido-base de especies débiles presentes en el sistema y asociadas a la alcalinidad y a la acidez, como boratos, fosfatos, silicatos, sulfuros y carboxilatos. Por otro lado, el potencial redox se asocia, en el equilibrio, a las proporciones de especies oxidadas o reducidas en solución. Para aguas de formación, los equilibrios redox de mayor importancia se establecen entre iones sulfuro/sulfato ( $\text{H}_2\text{S}/\text{SO}_4^{2-}$ ), hierro ferroso/hierro férrico ( $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ ), amonio/nitrato ( $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ ) y varios sistemas orgánicos en procesos de oxidación-reducción mediados por microorganismos. El conocimiento del pH y el potencial redox permite evaluar la posible formación de escamas debido a su influencia en la solubilidad de diferentes elementos y compuestos, y la tendencia de corrosión del agua asociada principalmente al ácido sulfhídrico.

## 2.2. AP-YC y APFR-YNC

Las AP-YC son aguas que se extraen junto con crudo y gas durante la explotación de yacimientos y cuya composición está fuertemente ligada

con la composición de las aguas de formación, constituyendo una mezcla compleja de compuestos orgánicos e inorgánicos, disueltos y dispersos (Neff, Lee y DeBlois, 2011). Por otro lado, para yacimientos no convencionales, las aguas de producción vienen acompañadas del fluido generado inmediatamente después de una actividad de estimulación hidráulica; éste contiene parte del fluido de estimulación con otros componentes de origen natural que hayan podido ser arrastrados del yacimiento donde se realiza la fractura (MADS, 2014b). Así, en los procesos de explotación de yacimientos no convencionales, las aguas generadas pueden denominarse aguas de producción y fluido de retorno (APFR-YNC), que consisten en una mezcla de aguas de formación y fluido de estimulación hidráulica y cuya composición varía espacial y temporalmente. Inicialmente las APFR-YNC son muy similares al fluido de estimulación hidráulica, pero con el tiempo, paulatinamente se parecerán más a las aguas de formación (U.S.-EPA, 2015).

En términos generales, los componentes de las AP-YC pueden agruparse en las categorías: sólidos suspendidos, sólidos disueltos, aniones, metales, radionucleidos y compuestos orgánicos; y en APFR-YNC se encuentra adicionalmente la categoría aditivos químicos (provenientes del fluido de estimulación hidráulica).

### *2.2.1. AP-YC*

En yacimientos convencionales, las AP-YC son el principal residuo y usualmente incrementan su proporción respecto a la recuperación de crudo y gas a medida que el yacimiento “envejece”. Para determinar su composición es necesaria la cuantificación de componentes orgánicos e inorgánicos. Unos pocos componentes inorgánicos están presentes en AP-YC a concentraciones substancialmente superiores (mil veces o más) que sus concentraciones en aguas marinas, y pueden incluir bario, hierro, manganeso, mercurio y zinc (Neff, Lee y DeBlois, 2011).

Altas concentraciones de especies multivalentes como hierro y manganeso pueden estar presentes debido a los bajos valores de potencial redox (condiciones anaerobias) en las aguas de formación, las cuales propician la predominancia de especies reducidas solubles de estos iones. Al extraer las AP-YC, estos iones reducidos precipitarán fácilmente como hidróxido férrico ( $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ) u óxido de manganeso ( $\text{MnO}_2$ ) debido a la oxidación química propiciada por el contacto con el oxígeno atmosférico. Otros iones como zinc y probablemente plomo

podrían ser derivados en parte de estructuras de acero galvanizado en contacto con AP-YC (Neff, Lee y DeBlois, 2011).

Finalmente, las AP-YC también pueden contener radioisótopos procedentes del material radiactivo natural (NORM, por sus siglas en inglés), contenido principalmente en aguas de formación o en aguas marinas inyectadas. Los radioisótopos más abundantes son radio-226 ( $^{226}\text{Ra}$ ) y radio-228 ( $^{228}\text{Ra}$ ), derivados del decaimiento natural del uranio-238 ( $^{238}\text{U}$ ) y torio-232 ( $^{232}\text{Th}$ ) asociados con ciertas rocas y arcillas de yacimientos (Neff, Lee y DeBlois, 2011). Radioisótopos como plomo-210 ( $^{210}\text{Pb}$ ) y polonio-210 ( $^{210}\text{Po}$ ), generados por el decaimiento natural del radio-226, pueden estar presentes con alta y baja actividad respectivamente (Neff, Lee y DeBlois, 2011).

En la Tabla 2 se presenta las concentraciones de algunos componentes inorgánicos típicos y actividad de radioisótopos comunes en AP-YC y, comparativamente, en aguas marinas.

**Tabla 2.** Concentración de algunos componentes inorgánicos típicos e intervalos de actividad de radioisótopos en aguas marinas y AP-YC.

Componente	Concentración (mg/L)	
	Aguas marinas	AP-YC
Salinidad	35.000	<5.000 - >300.000
Na <sup>+</sup>	10.760	23.000 - 57.300
Cl <sup>-</sup>	19.353	46.100 - 141.000
Ca <sup>2+</sup>	416	2.530 - 25.800
Mg <sup>2+</sup>	1.294	530 - 4.300
K <sup>+</sup>	387	130 - 3.100
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	2.712	210 - 1.170
Br <sup>-</sup>	87	46 - 1.200
Sr <sup>2+</sup>	0,008	7 - 1.000
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	-	23 - 300
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	142	77 - 560
I <sup>-</sup>	0,05	3 - 210
BO <sub>3</sub> <sup>3-</sup>	4,45	8 - 40
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	-	30 - 450
Li <sup>+</sup>	0,17	3 - 50

Radioisótopos	Concentración (Bq/L)	
	Aguas marinas	AP-YC
$^{226}\text{Ra}$	$1,00 \times 10^{-3}$ – $1,48 \times 10^{-3}$	$2,00 \times 10^{-3}$ – 1.200
$^{228}\text{Ra}$	$1,85 \times 10^{-4}$ – $1,11 \times 10^{-3}$	0,300 – 179,8
$^{224}\text{Ra}$	$7,4 \times 10^{-6}$ – $2,96 \times 10^{-4}$	0,500 – 40,0
$^{238}\text{U}$	$4,07 \times 10^{-2}$	$2,96 \times 10^{-4}$ – 0,100
$^{232}\text{Th}$	$1,11 \times 10^{-4}$	$2,96 \times 10^{-4}$ – $1,00 \times 10^{-3}$
$^{210}\text{Pb}$	$9,62 \times 10^{-4}$ – $4,44 \times 10^{-3}$	$5,00 \times 10^{-3}$ – 189,8
$^{210}\text{Po}$	$6,66 \times 10^{-4}$ – $2,52 \times 10^{-3}$	$1,85 \times 10^{-4}$ – $6,29 \times 10^{-3}$

**Fuente:** Adaptada de Neff, Lee y DeBlois, (2011).

Respecto a los componentes orgánicos en AP-YC, estos pueden presentarse como disueltos o dispersos (Yang, 2011). Entre los componentes orgánicos disueltos se encuentran los hidrocarburos saturados del petróleo, alifáticos o aromáticos, pero debido a la mayor solubilidad de los aromáticos respecto a alifáticos de igual masa molecular, predominan los hidrocarburos aromáticos disueltos, principalmente benceno, tolueno, etilbenceno y xileno (BTEX), e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) de menor masa molecular como naftaleno y fenantreno (dos a tres anillos bencénicos). Otros compuestos orgánicos disueltos son los fenoles, compuestos de interés debido a la toxicidad como disruptores del sistema endocrino que presentan algunos alquilfenoles. Entre los componentes orgánicos dispersos, debido a su baja solubilidad, suelen encontrarse HAP de mayor masa molecular (más de tres anillos bencénicos) junto con hidrocarburos alifáticos saturados.

Por otro lado, los ácidos carboxílicos alifáticos y nafténicos, producidos por pirólisis hidratada o por biodegradación anaerobia de hidrocarburos saturados alifáticos y aromáticos respectivamente, pueden presentarse como componentes orgánicos disueltos o dispersos, dependiendo de su masa molecular (solubilidad). La Tabla 3 presenta intervalos de concentración de algunos componentes, de origen natural, típicos en AP-YC.

**Tabla 3.** Concentración de algunos componentes orgánicos típicos en AP-YC.

Componente	Concentración (mg/L), comentario
Carbón orgánico total (COT)	≤ 0,1- ≥ 11.000 Ampliamente variable de un pozo a otro.
Ácidos orgánicos totales	≤ 0,001 - 10.000 Ácidos mono y dicarboxílicos de hidrocarburos alifáticos y aromáticos saturados que contribuyen a la corrosión de líneas de conducción. Muchos consisten en una mezcla de ácidos carboxílicos de bajo peso molecular (ácidos grasos) cuya abundancia en AP-YC decrece con el aumento del peso molecular (menor solubilidad). Pueden contener ácidos nafténicos, algunos de ellos tóxicos.
Hidrocarburos saturados totales	17 - 30 Son hidrocarburos del petróleo, compuestos sólo por carbono e hidrógeno. Se clasifican en alifáticos y aromáticos y su abundancia decrece con el aumento del peso molecular (menor solubilidad). Se encuentran disueltos o dispersos en AP-YC.
Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xileno (BTEX) totales	0,068 - 600 Junto con los hidrocarburos alifáticos saturados, son la mayoría de los hidrocarburos del petróleo en AP-YC. El benceno es usualmente el más abundante.
Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) totales	0,04 - 3,0 Se definen como hidrocarburos que contienen dos o más anillos aromáticos fusionados. Son de mayor interés en AP-YC por su toxicidad y persistencia en el ambiente. Consisten principalmente en compuestos con dos o tres anillos bencénicos, como naftaleno y fenantreno, pues son los más solubles. Debido a su baja solubilidad, en AP-YC se asocian principalmente con gotas dispersas (coloides).

Componente	Concentración (mg/L), comentario
Fenoles totales	0,4 – 23 Típicamente, los más abundantes son fenoles, metilfenoles y dimetilfenoles. Se presentan alquilfenoles que disminuyen su abundancia a medida que aumenta el número de carbonos de la cadena alquímica. Alquilfenoles con cadenas alquílicas de siete a nueve átomos de carbono son los más tóxicos, pues son fuertes disruptores del sistema endocrino.

**Fuente:** Elaboración propia a partir de información de Neff, Lee y DeBlois, (2011).

Diferentes propuestas de intervalos de componentes inorgánicos y orgánicos (Tablas 2 y 3) en AP-YC son presentadas por otras referencias como Al-Ghouti et al. (2019) y Siagian et al. (2018).

Las AP-YC también pueden contener componentes orgánicos usados para tres fines: 1) solucionar problemas específicos de los pozos, 2) tratamiento de las AP-YC destinadas a reinyección o descarga o 3) mejorar la recuperación y bombeo de hidrocarburos. En el primer caso se utilizan compuestos orgánicos para: proteger el sistema ante la corrosión (eliminadores de oxígeno, inhibidores de corrosión, microbiocidas), evitar la formación de escamas (inhibidores de escamas), disolver depósitos de parafinas (solventes) y prevenir la formación de hidratos de metano en sistemas de producción de gas (anticongelantes); en el segundo caso se utilizan para: remover coloides (coagulantes y floculantes) y facilitar la separación de gas-crudo-agua (rompedores de emulsiones, antiespumantes); mientras que en el tercer caso se utilizan polímeros y surfactantes (Guerra, Dahm y Dunderf, 2011; Neff, Lee y DeBlois, 2011, Veil et al., 2004). La concentración de estos compuestos orgánicos en AP-YC dependerá principalmente de las dosis usadas, la constante de partición entre la fase orgánica (crudo) e inorgánica (agua) y la temperatura.

Finalmente, en yacimientos convencionales que inyectan aguas de diferentes fuentes (como aguas de producción reusadas, aguas marinas y aguas dulces o mezclas de éstas) para mantenimiento de la presión o para recuperación secundaria (recobro mejorado), las AP-YC serán mezclas de aguas de formación y aguas de reinyección.

### 2.2.2. APFR-YNC

Los componentes de las APFR-YNC, como los que utilizan la técnica del de fracturación hidráulica multietapa con perforación horizontal (FH-PH), denominada *fracking*, pueden agruparse en las categorías: sólidos suspendidos, sólidos disueltos, aniones, metales, radionucleidos, compuestos orgánicos y aditivos químicos; estos últimos provenientes del fluido de estimulación hidráulica que retorna en etapas tempranas posteriores a la fracturación.

#### *Fluido de estimulación hidráulica*

El fluido de estimulación es el fluido utilizado para realizar la estimulación hidráulica del yacimiento; está predominantemente constituido por un fluido base, por lo general agua, y su formulación depende de las características de la formación y los objetivos operacionales (Boschee, 2014). Este fluido se compone de agua (90 a 94%) mezclada con propante (arena gradada o materiales cerámicos, 5 a 9%) en un 98 a 99,5% y 0,5 a 2% de aditivos químicos con diferentes funciones, entre los que pueden usarse: reductores de fricción, polímeros, reticulantes, rompedores, estabilizadores de arcillas, biocidas, inhibidores de corrosión e incrustaciones, ácidos, entre otros (Boschee, 2014; Kurz et al., 2011; U.S.-EPA, 2015).

Mientras el agua funciona como el fluido de transporte para el propante y aditivos, el propante tiene como función ayudar a mantener las fracturas abiertas después de que se elimina la presión de fracturación y el hidrocarburo pueda fluir desde la formación, a través de la fractura, hacia el pozo. Por su parte, los reductores de fricción son surfactantes que promueven el flujo del fluido de estimulación e incrementan la viscosidad, los polímeros forman geles para mantener los propantes en suspensión, los reticulantes mantienen la viscosidad del fluido con el aumento de temperatura, los rompedores permiten una descomposición retardada del gel, los estabilizadores de arcillas evitan el hinchamiento y la migración de arcillas de la formación, los biocidas reducen el riesgo de corrosión de origen microbiano, los inhibidores de corrosión previenen la corrosión de origen químico, los inhibidores de incrustaciones reducen la formación de precipitados en tuberías y en la formación, y los ácidos ayudan a disolver minerales que taponan los poros de la formación (Hammer y VanBriesen, 2012; Kurz et al., 2011; Liden et al., 2018; Pichtel, 2016; Silva et al., 2017;

Stringfellow et al., 2014). Estos aditivos químicos pueden clasificarse en clases entre las que se incluyen, pero no se limitan: ácidos, bases, sales, alcoholes, surfactantes, hidrocarburos aromáticos, mezcla de hidrocarburos y polisacáridos (U.S.-EPA, 2015).

U.S.-EPA (2015) presenta un listado de 1.076 aditivos químicos y mezclas usados en la formulación de fluidos de estimulación hidráulica; algunos de estos aditivos pueden ser tóxicos a muy bajas concentraciones (Hammer y VanBriesen, 2012). No obstante, no todos los aditivos listados se usan en la formulación de un único fluido. Al respecto, un análisis de datos realizado por U.S.-EPA (2015) concluye que en la formulación del fluido de estimulación se usan una media de 14 aditivos químicos, con variaciones en un intervalo de 4 (percentil 5) a 28 (percentil 95), y medias de 16 para yacimientos de petróleo y 12 para yacimientos de gas.

El agua para la formulación del fluido de estimulación hidráulica procede generalmente de fuentes superficiales (i.e. ríos, arroyos, lagos y embalses), acuíferos de aguas subterráneas y aguas residuales de la fracturación hidráulica reusadas (U.S.-EPA, 2015). La selección entre fuentes superficiales y subterráneas es fuertemente influida por la cantidad de agua requerida y el tipo de fuentes de agua disponibles localmente; por ejemplo, fuentes superficiales están típicamente disponibles para suplir la mayoría de necesidades en estados del este de los Estados Unidos, mientras que, en estados del oeste con escasez de fuentes superficiales, son las fuentes subterráneas las que suplen las necesidades para fracturación (U.S.-EPA, 2015).

Por otro lado, el reúso de aguas residuales de operaciones de fracturación anteriores es una fuente alternativa para las operaciones de fracturación hidráulica; este reúso puede reducir la necesidad de agua dulce superficial o subterránea (U.S.-EPA, 2015), no obstante, está limitado por la cantidad de agua que retorna a la superficie durante la operación (Nicot et al., 2014). Otras fuentes de aguas de reúso para operaciones de fracturación reportadas en la literatura especializada son aguas de drenaje de minas (Gaudlip y Paugh, 2008; He, Zhang y Vidic, 2016) y aguas residuales domésticas o industriales efluentes de plantas de tratamiento (Nicot et al., 2014).

Para disminuir el consumo de agua dulce como fluido base de estimulación, otras opciones son: gases (dióxido de carbono o

espuma basada en nitrógeno) (Jiménez et al., 2018; U.S.-EPA, 2015), hidrocarburos y ácidos (U.S.-EPA, 2015), agua salobre subterránea de baja salinidad (Estrada y Bhamidimarri, 2016), entre otros fluidos.

### *APFR-YNC*

Una vez realizada la operación de fracturación hidráulica, el fluido de estimulación se recupera en APFR-YNC, usualmente durante las siguientes dos semanas (Estrada y Bhamidimarri, 2016; Liden et al., 2018; Mohammad-Pajooch et al., 2018) y en porcentajes que varían entre valores tan bajos como 5% y tan altos como 85% del volumen inyectado, dependiendo de la formación, aunque recuperaciones entre 30% y 50% parecen representativas (Stringfellow et al., 2014). Así, es más probable que los aditivos químicos del fluido de estimulación retornen en etapas tempranas posteriores a la fracturación, mientras que los químicos asociados a la formación es más probable que emerjan en etapas posteriores de operación (Hammer y VanBriesen, 2012); sin embargo, concentraciones residuales de compuestos orgánicos del fluido de estimulación pueden detectarse en APFR-YNC hasta 250 días después de las operaciones de fracturación (Estrada y Bhamidimarri, 2016) y algunos compuestos de las APFR-YNC pueden encontrarse naturalmente en la formación (e.g. BTEX, radionucleidos) (Hammer y VanBriesen, 2012). De esta manera, la composición de las APFR-YNC es variable y compleja, y depende de los aditivos químicos usados en el fluido de estimulación, de las características de la formación (i.e. estratigrafía, tipo de hidrocarburo) y de las condiciones operacionales (i.e. tiempo de residencia) (Pichtel, 2016; U.S.-EPA, 2015).

U.S.-EPA (2015) presenta un listado de 134 compuestos químicos detectados en APFR-YNC, 37 de los cuales hacen parte de los aditivos químicos usados en la formulación del fluido de estimulación hidráulica. Asimismo, Luek y Gonsior (2017) presentan una revisión de los compuestos orgánicos identificados en APFR-YNC procedentes del fluido de estimulación, de las aguas de formación o de transformaciones químicas y microbiológicas. De esta forma, las APFR-YNC deben ser gestionadas adecuadamente, con un monitoreo cuidadoso principalmente en aquellas opciones que resulten en su liberación directa o indirecta, para prevenir impactos en la salud humana y/o el medio ambiente (Hammer y VanBriesen, 2012).

### 3. Normatividad aplicable a AP-YC y APFR-YNC

#### 3.1. Normatividad de vertimientos

En la normatividad colombiana, el Decreto 3930 de 2010 (MAVDT, 2010b) define el vertimiento como “la descarga final a un cuerpo de agua, a un alcantarillado o al suelo, de elementos, sustancias o compuestos contenidos en un medio líquido”. Para garantizar los criterios de calidad que debe cumplir el recurso hídrico para los diferentes usos, la Resolución 0631 de 2015 (MADS, 2015a) reglamenta los vertimientos a cuerpos de aguas superficiales y a sistemas de alcantarillado público, la Resolución 0883 de 2018 (MADS, 2018a) a las aguas marinas y el Decreto 050 de 2018 (MADS, 2018b) al suelo.

Específicamente, los artículos 11 y 16 de la Resolución 0631 de 2015 (MADS, 2015a) establecen los parámetros fisicoquímicos a monitorear y sus valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales de aguas residuales no domésticas de las actividades de hidrocarburos a cuerpos de aguas superficiales y al alcantarillado público, respectivamente, pero no admite el vertimiento de las APFR-YNC a estos receptores, hasta tanto se cuente con la información técnica que le permita establecer los parámetros y sus valores límites máximos permisibles.

El artículo 10 de la Resolución 0883 de 2018 (MADS, 2018a) establece los parámetros fisicoquímicos a monitorear y sus valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales de aguas residuales no domésticas de las actividades de hidrocarburos a cuerpos de aguas marinas, excluyendo el vertimiento de los lodos de perforación utilizados como insumo durante la etapa de perforación exploratoria de hidrocarburos, sin mencionar la exclusión de APFR-YNC.

El artículo 6 del Decreto 050 de 2018 (MADS, 2018b) establece los requerimientos para el vertimiento de aguas residuales no domésticas tratadas al suelo, incluyendo los vertimientos de proyectos de perforación exploratoria por fuera de campos de producción de hidrocarburos existentes o para los proyectos de perforación en la etapa de explotación de hidrocarburos, excluyendo el vertimiento al suelo de APFR-YNC.

Por otro lado, respecto a los vertimientos a aguas subterráneas y acuíferos, el artículo 2.2.3.2.20.1 del Decreto 1076 de 2015 (MADS, 2015b) clasifica los cuerpos de agua respecto a los vertimientos como Clase I y Clase II. Los cuerpos de agua Clase I, clasificación en la que se encuentran las aguas subterráneas, no admiten vertimientos, mientras que los Clase II admiten vertimientos con algún tipo de tratamiento. Similarmente, el artículo 2.2.3.3.4.3, acerca de las prohibiciones, menciona que no se admiten vertimientos en acuíferos. A pesar de esta prohibición, el artículo 2.2.3.3.4.6 acerca de la reinyección de residuos líquidos en acuíferos “permite la reinyección de las aguas provenientes de la exploración y explotación petrolífera, de gas natural y recursos geotérmicos, siempre y cuando no se impida el uso actual o potencial de las aguas subterráneas contenidas en el acuífero”, una contradicción con los artículos anteriores del mismo decreto, en el que, además, no se ofrece ninguna definición de “uso potencial”.

Al respecto, la Resolución 90341 de 2014 (MME, 2014), parece establecer que la reinyección no debe realizarse en acuíferos aprovechables para consumo humano, definidos como aquellos que tengan un contenido de Sólidos Disueltos Totales (SDT) menores de 4.000 mg/L.

Para la explotación de hidrocarburos, la Resolución 1543 de 2010 (MAVDT, 2010a) adopta los términos de referencia para la elaboración del Estudio de Impacto Ambiental, mientras que la Resolución 0421 de 2014 (MADS, 2014b) lo hace para la exploración de hidrocarburos en yacimientos convencionales y no convencionales; ambos términos de referencia presentan los requerimientos para la disposición de AP-YC y APFR-YNC en pozos inyectoros, pero no establecen lineamientos para su caracterización fisicoquímica ni para ensayos de compatibilidad para permitir esa alternativa de vertimiento.

Finalmente, la práctica de evaporación total o parcial en lagunas de AP-YC y APFR-YNC puede considerarse como una emisión al aire desde una fuente fija dispersa. En esta alternativa de gestión, los contaminantes presentes en las AP-YC y APFR-YNC pueden pasar al aire y generar daño salino al suelo y a la vegetación circundante debido a la dispersión de componentes inorgánicos y orgánicos (Veil, 2011). Actualmente la práctica de evaporación debe contar con el permiso de emisiones atmosféricas para fuentes fijas solicitado ante la autoridad ambiental, pero no existe normatividad en el país que regule las emisiones de fuentes fijas dispersas. Así, para subsanar este vacío,

es necesario normativizar lineamientos para fuentes fijas dispersas e incluir específicamente lineamientos para la evaporación de AP-YC, APFR-YNC y para la gestión del concentrado generado luego de la evaporación. Como referencia, puede considerarse la Resolución 909 de 2008 (MAVDT, 2008) para fuentes fijas puntuales.

### *3.2. Normatividad de reúso*

En Colombia el reúso de aguas residuales tratadas está reglamentado por la Resolución 1207 de 2014 (MADS, 2014a). Específicamente, la resolución define el reúso como “la utilización de las aguas residuales tratadas cumpliendo con los criterios de calidad requeridos para el uso al que se va a destinar” y como aguas residuales tratadas a “aquellas aguas residuales que han sido sometidas a operaciones o procesos unitarios de tratamiento que permiten cumplir con los criterios de calidad requeridos para su reúso”.

Al respecto, el artículo 6 de la misma resolución establece los siguientes usos para el agua residual tratada, mientras que el artículo 7 establece los valores límite máximos permisibles para cada uno de esos usos.

Uso agrícola para el riego de:

- Cultivos de pastos y forrajes para consumo animal.
- Cultivos no alimenticios para humanos o animales.
- Cultivos de fibras celulósicas y derivados.
- Cultivos para la obtención de biocombustibles (biodiesel y alcohol carburante) incluidos lubricantes.
- Cultivos forestales de madera, fibras y otros no comestibles.
- Cultivos alimenticios que no son de consumo directo para humanos o animales y que han sido sometidos a procesos físicos o químicos.
- Áreas verdes en parques y campos deportivos en actividades de ornato y mantenimiento.
- Jardines en áreas no domiciliarias.

#### Uso Industrial en actividades de:

- Intercambio de calor en torres de enfriamiento y en calderas.
- Descarga de aparatos sanitarios.
- Limpieza mecánica de vías.
- Riego de vías para el control de material particulado.
- Sistemas de redes contra incendio.

#### 4. Otros reúsos de AP-YC y APFR-YNC

##### 4.1. Otros reúsos de AP-YC

Otras alternativas de reúso de las AP-YC tratadas, diferentes a los adoptados por la Resolución 1207 de 2014 (MADS, 2014a), son: 1) mantenimiento de presión o recobro mejorado y 2) otros reúsos.

##### 4.1.1. Mantenimiento de presión o recobro mejorado

Uno de los principales reúsos de las AP-YC es el mantenimiento de presión en pozo y la conducción hidráulica del crudo hacia el pozo de producción (recobro mejorado) (Guerra, Dahm y Dundorf, 2011; Veil, 2011); incluso, dado el creciente interés en la recuperación de crudo pesado y arenas bituminosas, las AP-YC pueden calentarse para inyectarse en forma de vapor en estas formaciones (Veil et al., 2004; Veil, 2011). Esta se considera una alternativa de gestión de las AP-YC en los términos de referencia para el estudio de impacto ambiental en la exploración de hidrocarburos, adoptados por la Resolución 0421 de 2014 (MADS, 2014b).

Esta alternativa de reúso no se aplica en yacimientos no convencionales debido a que la baja porosidad de la formación ofrece un volumen mínimo de poros a saturar con agua (Coonrod et al., 2020).

##### 4.1.2. Otras alternativas de reúso

Otras alternativas de reúso de las AP-YC adicionales a las contempladas en los reúsos agrícola e industrial son: abrevadero de ganado, abrevadero y hábitat de fauna silvestre, acuicultura y cultivo de

vegetales hidropónicos, cultivo de microalgas, restauración de pastizales y gestión de humedales; usos industriales como lavado de vehículos y equipos, extracción de yodo, bromo y litio, torres de enfriamiento, generación de energía y operaciones de perforación (Al-Ghouti et al., 2019; Guerra, Dahm y Dundorf, 2011; Hammer y VanBriesen, 2012; Veil, 2011).

Si bien este listado y otras alternativas presentadas a continuación compila reúsos considerados para las AP-YC, en la literatura especializada no hay evidencias de la aplicación de todos ellos; incluso, Hammer y VanBriesen (2012) resaltan que ninguno de los reúsos es aplicable directamente a aguas de producción altamente salinas; característica de la mayoría de las aguas de producción de yacimientos de petróleo y gas. Para Veil (2011), estos reúsos son aplicables para aguas de producción de baja salinidad como las de yacimientos de gas metano de mantos carboníferos. Al respecto, Veil et al. (2004) presentan experiencias de reúso de aguas de producción para riego de cultivos, pero esencialmente relacionadas con estas aguas de baja salinidad; no obstante, aseguran que el tratamiento de las aguas de producción (salmueras) puede ser una alternativa de gestión económica y efectiva para muchos reúsos, principalmente en regiones con escasez hídrica.

### *Uso para propósitos hidrológicos*

Los propósitos hidrológicos son aquellos que reúsan las AP-YC con el objetivo de ocupar espacios o resistir el movimiento del suelo o de fluidos en él (Veil, 2011). Dentro de estos propósitos, Veil (2011) considera: 1) control de subsidencia, 2) bloqueo de intrusión de agua salina y 3) aumento de flujos de agua subterránea.

La subsidencia es la pérdida de elevación de la superficie del suelo debido a la remoción de agua subterránea, crudo o gas; fluidos que en su estado natural en la formación proveen soporte a las capas de suelo y roca sobre ellos, cuya masiva extracción puede ocasionar que estas capas superiores se compriman o colapsen afectando diferentes infraestructuras (Veil, 2011). La reducción o remediación de la subsidencia consiste en la reinyección de las AP-YC en formaciones para mantener la presión del fluido y eliminar la compactación (Veil, 2011).

La intrusión de agua salina es el movimiento de la interfase agua dulce/agua salada hacia el acuífero en ambientes costeros debido a la sobre extracción de agua subterránea. El bloqueo de estas intrusiones

consiste en la disposición de AP-YC tratadas en ríos o suelos de estas cuencas con el fin de aumentar la recarga de los acuíferos y reducir la fuerza conductora de intrusión del agua salina (Veil, 2011).

Finalmente, el aumento de los flujos regionales o locales de agua subterránea consiste en la descarga de AP-YC tratadas a cuerpos de agua superficiales (Guerra, Dahm y Dundorf, 2011) o formaciones subterráneas que exhiben interconexión hidrogeológica con estos cuerpos, o permitir su infiltración hacia niveles freáticos a través de lagunas de retención (Veil, 2011).

En caso de implementar estas otras alternativas de reúso, las AP-YC tratadas deben cumplir con las características exigidas para el vertimiento en cuerpos de aguas superficiales o suelos, según el caso. Para reúsos que implican la inyección en pozos superficiales (i.e. aumento de los flujos regionales o locales de agua subterránea), considerados acuíferos aprovechables para consumo humano, deben elaborarse lineamientos para valores límites máximos permisibles de parámetros fisicoquímicos; esto implicaría cambios profundos en la normatividad actual.

### *Inyección para uso futuro*

La mayoría de las AP-YC tienen altas concentraciones de sales y no se permite su reinyección en, al menos, acuíferos aprovechables para consumo humano. No obstante, es probable que aguas de producción relativamente dulces (e.g. en yacimientos de carbón o de gas metano de mantos carboníferos) puedan ser inyectadas en acuíferos con el objetivo de almacenarlas para uso futuro (Veil et al., 2004; Veil, 2011).

Según Veil (2011), para utilizar esta alternativa de gestión de las AP-YC, denominada como almacenamiento y recuperación en acuífero (ASR, por sus siglas en inglés), debe considerarse previamente:

- Disponibilidad de un acuífero para recarga, considerando área, espesor y profundidad del acuífero y la presencia de capa confinantes o acuitardos.
- Hidrogeología de la formación del acuífero, incluyendo porosidad, permeabilidad, transmisividad, conductividad hidráulica, dirección de flujo y velocidad.

- Características químicas del agua del acuífero y de las aguas de reinyección para eliminar la probabilidad de reacciones que produzcan el taponamiento de la formación.
- Permisos de las Autoridades Ambientales para inyectar AP-YC en el acuífero con tipo y extensión del monitoreo subsecuente del acuífero.
- Costos de tratamiento de las AP-YC para asegurar el cumplimiento de los estándares exigidos para la reinyección.

### *Bebida para ganado*

Debido a que los límites permisibles de contaminantes en el agua de bebida para el ganado son mayores que en el agua para consumo humano dada su mayor capacidad de tolerancia (Al-Ghouthi et al., 2019; Veil et al., 2004) y a la común superposición de zonas de explotación de crudo y gas con zonas ganaderas (Guerra, Dahm y Dunderf, 2011), las AP-YC pueden considerarse una alternativa para suministrar agua de bebida al ganado.

Las AP-YC tratadas con SDT menores de 1000 mg/L pueden considerarse una fuente aceptable para el consumo del ganado y una fuente posible con valores de SDT entre 1000 y 7000 mg/L, ya que puede causar diarrea en algunos animales (Al-Ghouthi et al., 2019; Veil et al., 2004). Al respecto, Guerra, Dahm y Dunderf (2011) presentan diferentes niveles de SDT para diferentes especies de ganado junto con límites máximos para sustancias tóxicas en el agua de bebida. Otros niveles máximos que deben considerarse son: sulfatos menores de 2000 mg/L, alcalinidad menor de 2000 mg CaCO<sub>3</sub>/L y pH entre 5,5 y 8,5 (Guerra, Dahm y Dunderf, 2011).

### *Uso como fuente para agua potable*

Anteriormente, los costos de tratamiento para ajustar las características de las AP-YC a los estándares de agua potable eran prohibitivamente altos; no obstante, actualmente la disminución de los costos de las tecnologías de tratamiento y el aumento de los costos de agua potable hacen posible considerar este reúso, principalmente en zonas con escases (e.g. regiones áridas) (Veil, 2011). No obstante, Coonrod et al. (2020) presentan este reúso sólo como una idea propuesta; Hammer y VanBriesen (2012) mencionan que es un

reúso directo muy improbable e indirecto posible, con intensivo tratamiento, a través de recarga de acuíferos.

Una interesante fuente de agua para su consideración como fuente para agua potable son las aguas de producción relativamente dulces asociadas a yacimientos de carbón o de gas metano de mantos carboníferos.

### *Otros usos industriales*

Veil (2011) describe experiencias de uso de AP-YC tratadas en: 1) operaciones de perforación en yacimientos, 2) operaciones de fracturamiento hidráulico en yacimientos, 3) generación de vapor para producción de energía eléctrica y 4) aprovechamiento geotérmico para producción energía eléctrica.

#### *4.2. Otros reúsos de APFR-YNC*

Las posibles alternativas de reúso de APFR-YNC tratadas, diferentes a los adoptados por la Resolución 1207 de 2014 (MADS, 2014a), son: 1) operaciones de fracturación hidráulica (*fracking*) y 2) otros reúsos. Para la selección entre diferentes alternativas de reúso pueden considerarse factores como: 1) tasa de generación de aguas producción comparada con la demanda de agua para reúso, 2) calidad de las aguas producción y requerimientos de tratamiento para reúso, 3) costos de reúso de aguas producción comparadas con alternativas de vertimiento, 4) disponibilidad de infraestructura y alternativas de tratamiento y 5) consideraciones normativas (U.S.-EPA, 2015).

##### *4.2.1. Operaciones de fracturación hidráulica (fracking)*

Las principales fuentes para la formulación del fluido de estimulación hidráulica en yacimientos no convencionales son cuerpos de aguas dulces superficiales (ríos, lagunas) y subterráneos (acuíferos) (Esmaeilirad et al., 2016; Torres, Yadav y Khan, 2016). Los volúmenes requeridos de estas fuentes para el fluido de estimulación hidráulica y los volúmenes de aguas residuales producidas en yacimientos de petróleo y gas varían en función del yacimiento (Silva et al., 2017) y son los mayores retos ambientales en el desarrollo de fuentes de

energía no convencionales (Liu et al., 2020). No obstante, el reúso de APFR-YNC para la formulación del fluido de estimulación hidráulica se considera actualmente como una alternativa que permite disminuir la presión sobre el recurso hídrico y crear un uso del ciclo del agua más sustentable en la operación de yacimientos (Boschee, 2014; Guerra, Dahm y Dunderf, 2011). Adicionalmente, esta práctica puede redundar en beneficios económicos al disminuir los costos asociados a la adquisición y transporte del agua para estimulación, y al transporte y reinyección en pozos inyectoros (Esmaeilirad et al., 2016; Hammer y VanBriesen, 2012).

Como plantean Liden et al. (2018), U.S.-EPA (2015) y Vidic et al. (2013) la alternativa de gestión predominante para las APFR-YNC de operaciones de fracturación hidráulica, en la mayoría de regiones de Estados Unidos, es la disposición final en pozo inyector, con un 90% de estas aguas residuales gestionadas de esta manera (Esmaeilirad et al., 2016), mientras que sólo un 5% del volumen inyectado nacionalmente se reusa (U.S.-EPA, 2015).

Para el reúso de APFR-YNC se requiere acondicionar sus características fisicoquímicas y microbiológicas mediante diferentes procesos como presentan Chang et al. (2018), Zhang y Vidic (2016), Lester et al. (2015), Shafer (2011), Sun et al. (2019) y Zhang et al. (2019). Estos tratamientos con fines de reúso buscan alcanzar tres objetivos; primero, evitar interferencias con aditivos del fluido de estimulación hidráulica; segundo, garantizar la compatibilidad de las APFR-YNC con las aguas de formación y con la formación misma para evitar su taponamiento; y tercero, eliminar microorganismos y compuestos que propicien la corrosión de líneas de conducción. U.S.-EPA (2015) establece requerimientos de calidad del agua para este reúso.

Las interferencias generadas entre APFR-YNC con aditivos del fluido de estimulación se presentan principalmente por la disminución del rendimiento de compuestos reductores de fricción debido al aumento en la concentración de iones disueltos (Esmaeilirad et al., 2016). Como cita Mohammad-Pajoo et al. (2018), para evitar estas interferencias debe reducirse la concentración de SDT a valores entre 20.000 y 50.000 mg/L, aproximadamente. No obstante, desarrollos de aditivos tolerantes a las salmueras han permitido reusar APFR-YNC con concentraciones de sólidos disueltos totales tan elevadas como 300.000 mg/L (Boschee, 2014; Coonrod et al., 2020); resultados que pueden viabilizar económicamente el reúso por reducción de necesidades de

tratamiento (U.S.-EPA, 2015). Al respecto, Blauch (2010) discute acerca del desarrollo de fluidos de estimulación hidráulica a partir de APFR-YNC que sean ambientalmente adecuados, considerando el control de compuestos y microorganismos que pueden generar taponamientos y corrosión y el uso de aditivos de baja toxicidad que disminuyan el riesgo de impactos ambientales.

Información relacionada con la evolución del reúso de APFR-YNC en operaciones de fracturación hidráulica se encuentra disponible esencialmente para Estados Unidos y principalmente para la formación Marcellus (Pensilvania). Según información de U.S.-EPA (2015), para esta formación el porcentaje del volumen de agua inyectada como fluido de estimulación hidráulica reusado aumentó desde promedios del 8% en 2008 hasta 10% en 2009, 50% en 2010, 73% en 2011, 77% en 2012 y 79% en 2013.

#### *4.2.2. Otras alternativas de reúso*

La literatura especializada presenta varios reúsos para AP-YC, pero la información referente a otros reúsos (diferentes a operaciones de fracturación hidráulica) de APFR-YNC es más escasa (excluyendo yacimientos de gas metano de mantos carboníferos). Incluso, suele ser difícil diferenciar en algunas referencias cuándo se refieren a reúsos de AP-YC y cuando a reúsos de APFR-YNC. Sin embargo, puede considerarse que diferentes alternativas de reúso son opciones potenciales para aguas de producción de diversos orígenes, implementando diferentes niveles de tratamiento que dependen de la calidad del agua residual y de los requerimientos del reúso deseado.

Para APFR-YNC, U.S.-EPA (2015) menciona como reúsos documentados: complementación de corrientes, riego de cultivos, abrevadero de ganado, control de material particulado en vías, sistemas de redes contra incendio y usos industriales, aclarando que cada uno tiene sus propios requerimientos de calidad de agua y aplicabilidad. Usualmente la aspersión de salmuera se reglamenta en cuanto a tasa y frecuencia de aplicación; también, tiene restricciones relacionadas a la proximidad a cuerpos de agua y la aplicación durante lluvias o cuando esta es inminente (Hammer y VanBriesen, 2012). Al respecto, mientras para el reúso en operaciones de fracturación hidráulica los SDT no son un objetivo de tratamiento, para otros reúsos las APFR-YNC

usualmente necesitan desalación, aunque los requerimientos pueden variar ampliamente (Coonrod et al., 2020).

### 5. Posibles destinos de las AP-YC y APFR-YNC en Colombia

Según la revisión presentada en los puntos anteriores, las AP-YC y APFR-YNC tienen dos posibles alternativas de gestión, el vertimiento o el reúso, que se esquematizan en las Figuras 1 y 2. La selección entre las diferentes alternativas de vertimiento o reúso dependerá de la autorización por medio de normatividad nacional o de permisos por parte de la Autoridad Ambiental.

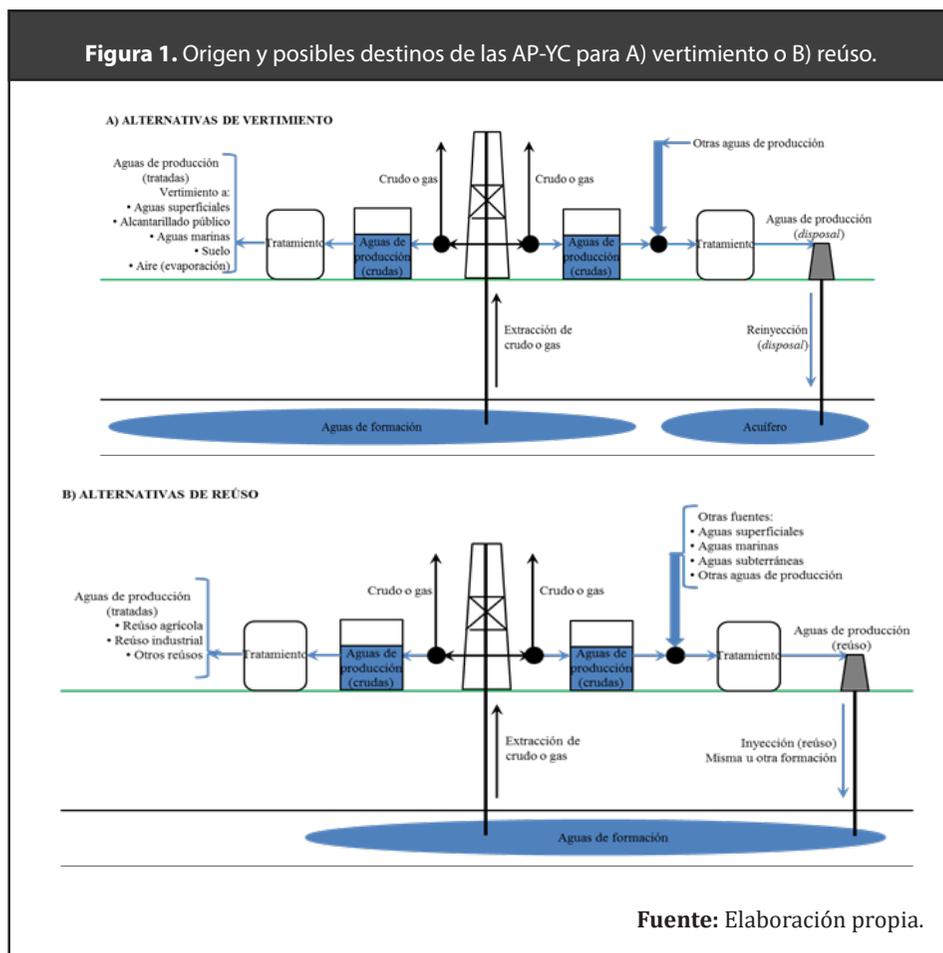
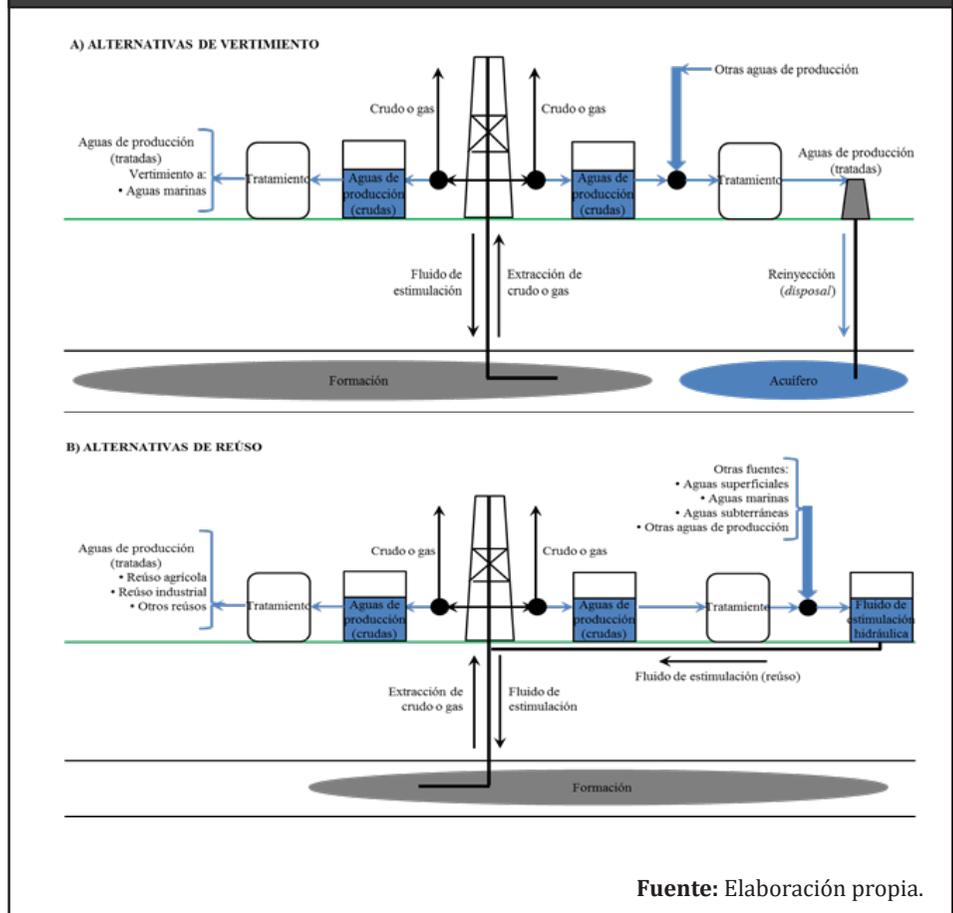


Figura 2. Origen y posibles destinos de las APFR-YNC para A) vertimiento o B) reúso.



En las Figuras 1 y 2 las AP-YC y APFR-YNC pueden clasificarse en aguas de producción crudas y tratadas. Las AP-YC y APFR-YNC tratadas para vertimiento y para reúso tienen una importante diferencia. Para alcanzar las características fisicoquímicas de compatibilidad entre las AP-YC, reusadas en el mantenimiento de presión o recobro mejorado, y entre las APFR-YNC, reusadas en operaciones de fracturación hidráulica (formulación del fluido de estimulación hidráulica), con las aguas de formación, es posible realizar mezclas con aguas superficiales, marinas o subterráneas (en cuyo caso es necesario solicitar la concesión de aguas para uso industrial a la Autoridad Ambiental), o con aguas de producción de otros pozos.

No obstante, cuando se trata de aguas de vertimiento para disposición en pozos inyectoras (también denominada reinyección o *disposal*) no pueden realizarse mezclas con aguas superficiales, marinas o subterráneas, pues se considera una dilución de contaminantes con

recursos hídricos naturales prohibida en el artículo 62 del Decreto 1594 de 1984: “se prohíbe la utilización de aguas del recurso, del acueducto público o privado y las de almacenamiento de aguas lluvias, con el propósito de diluir los vertimientos, con anterioridad a la descarga al cuerpo receptor” (MA, 1984). Para reinyección (vertimiento) de AP-YC y APFR-YNC, la única mezcla permitida es con aguas de producción de otros pozos (o, incluso, aguas de drenaje ácido de minas) con el fin de alcanzar la compatibilidad con las aguas de formación.

Aunque típicamente es necesario realizar algún tipo de tratamiento, es posible que éste no se requiera dadas unas características particulares de las AP-YC y APFR-YNC o de la alternativa de vertimiento o reúso. Es decir, si las AP-YC y APFR-YNC cumplen con los límites máximos permisibles para el vertimiento o reúso que se les dará, no requerirán tratamiento. Sin embargo, que las AP-YC y APFR-YNC no requieran tratamiento debe considerarse un caso muy particular. Por ejemplo, entre las opciones presentadas en la Figura 2 para APFR-YNC, la disposición en pozos inyectoros y el reúso en fracturación hidráulica en pozos productores son las alternativas de gestión de estas aguas residuales para vertimiento y reúso, respectivamente, que menor tratamiento requieren. Sin embargo, incluso en estas alternativas de gestión, las APFR-YNC requerirán tratamiento, sea para evitar interferencias con compuestos adicionados en la formulación del fluido de estimulación hidráulica y/o para evitar riesgos de derrames y fugas por pérdida de inyectividad (taponamiento de la formación) o corrosión de líneas de conducción. Consideraciones similares son también válidas para las AP-YC; es decir, para evitar la pérdida de inyectividad de la formación o la corrosión de líneas de conducción durante la disposición en pozos inyectoros o el reúso en recobro mejorado en pozos productores, es necesario el tratamiento de las AP-YC.

## **6. Problemáticas en la disposición en pozos inyectoros y reúso en pozos productores de AP-YC y APFR-YNC**

La disposición de AP-YC y APFR-YNC en pozos inyectoros (aguas de reinyección) puede causar la contaminación de aguas subterráneas si el fluido inyectado ingresa, accidental o deliberadamente, a un acuífero debido al diseño o construcción deficiente del pozo, al deterioro de las líneas de conducción, una comprensión deficiente de la geología o a

la migración de las aguas de reinyección a través de grietas en la zona de confinamiento bajo presiones inducidas (Fetter, Boving y Kreamer, 2018). Específicamente, la composición de las aguas de reinyección puede ocasionar la pérdida de inyectividad de la formación y la corrosión de las líneas de conducción. Para evitar estos problemas, es necesario el tratamiento de las AP-YC y APFR-YNC para la eliminación de factores químicos o microbiológicos que propician la corrosión y para compatibilizarlas con las aguas de formación y evitar la pérdida de inyectividad. Estas consideraciones pueden extrapolarse al reúso en recobro mejorado o en operaciones de fracturación hidráulica de las AP-YC y APFR-YNC en pozos productores, respectivamente.

### *6.1. Pérdida de inyectividad de la formación*

La pérdida de inyectividad puede deberse a procesos físicos o químicos que ocasionan la disminución de la permeabilidad de la formación por taponamiento. En estos casos, la reinyección de aguas compatibles (i.e. en pH, salinidad y composición) con las aguas de formación y con las rocas de la formación, especialmente arcillas, es el único camino (Collins y Wright, 1985). Así, es necesario el conocimiento de la composición mineralógica de la formación y de los fluidos intersticiales (aguas de formación).

Las rocas de las formaciones son filtros susceptibles de taponarse por cualquier tipo de material sólido presente en las aguas de reinyección o precipitado a partir de su mezcla con las aguas de formación (Collins y Wright, 1985). Incluso, agentes químicos usados en el acondicionamiento de las aguas de reinyección (i.e. inhibidores de corrosión y microbiocidas) o en el tratamiento de yacimientos (i.e. polímeros y surfactantes) pueden causar problemas de taponamiento (Collins y Wright, 1985).

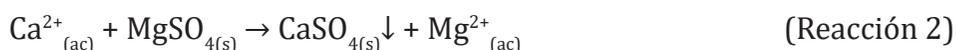
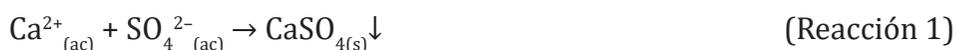
#### *6.1.1. Formación de precipitados (escamas)*

La formación de escamas es indeseable debido a que pueden reducir la permeabilidad en formaciones de yacimientos de crudo, taponar pozos inyectorios para disposición de AP-YC y APFR-YNC, o pozos productores en aplicaciones de mantenimiento de presión o recobro mejorado (reúso), y causar depositaciones en tanques de almacenamiento,

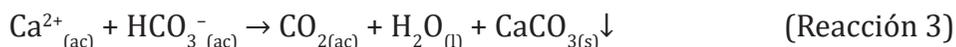
sistemas de bombeo, líneas de conducción y frentes de formaciones (Collins y Wright, 1985).

Algunos de los iones más comunes en aguas de formación (Tabla 1) y que pueden generar precipitados en caso que las aguas de reinyección y de formación no sean compatibles son: calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), estroncio ( $\text{Sr}^{2+}$ ), bario ( $\text{Ba}^{2+}$ ), hierro ( $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ), bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) y carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) (Collins y Wright, 1985). Por ejemplo, si aguas que contienen naturalmente altas concentraciones de sulfatos son reinyectadas, éstas se mezclan con aguas de formación con altas concentraciones de iones calcio, estroncio o bario, provocando que las sales de sulfato precipiten y formen escamas (Neff, Lee y DeBlois, 2011). Algunas reacciones comunes se presentan en las Reacciones 1 a 9:

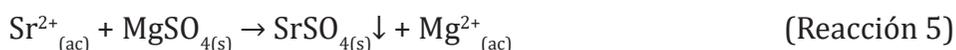
***Formación de sulfato de calcio (anhidrita):***



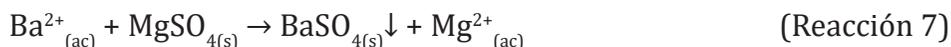
***Formación de carbonato de calcio (calcita):***



***Formación de sulfato de estroncio (celestita):***



***Formación de sulfato de bario (barita):***

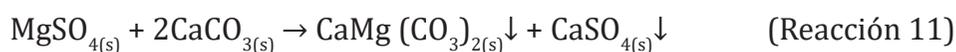
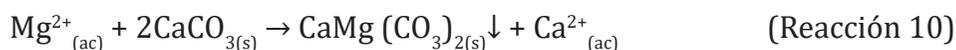


***Formación de hidróxidos de hierro***



La aparición de estas reacciones depende de factores como: pH, temperatura, tipo y concentración de iones, presión parcial de gases (e.g. presión parcial de dióxido de carbono en la formación de calcita), y composición de las formaciones. La formación de estos precipitados (escamas) puede ser controlada mediante el uso de inhibidores.

Un caso especial de formación de escamas es la dolomitización. La dolomita puede producirse por la reacción del magnesio presente en las aguas de formación en contacto con calcita (Reacción 10) o por la interacción entre sulfato de magnesio y calcita (Reacción 11).



En el caso de la Reacción 10, la concentración total de calcio aumenta en el agua; no obstante, los equivalentes totales en solución debidos al calcio y al magnesio permanecen constantes y la razón entre estos equivalentes y los de magnesio indica el grado de dolomitización de la formación (Collins y Wright, 1985).

### 6.1.2. Intercambio iónico

Cuando las aguas se mueven a través de ambientes subsuperficiales, sus iones disueltos tienen la tendencia a intercambiarse con iones de los minerales, principalmente arcillas como caolinitas y esmectitas, y óxidos de metales. Estas reacciones de intercambio son reversibles y son influidas por el número de sitios de intercambio disponibles en el mineral, la concentración de iones en solución y la temperatura y presión del medio (Collins y Wright, 1985).

La liberación de iones divalentes como calcio, magnesio, estroncio y bario a la solución puede producir la disminución de la permeabilidad de la formación por la precipitación de agentes químicos presentes en las aguas de reinyección debido al tratamiento de yacimientos (i.e. polímeros y surfactantes).

### 6.1.3. Dispersión e hidratación de arcillas

Arcillas presentes en formaciones, especialmente esmectitas e illitas, pueden disminuir la permeabilidad debido a su dispersión (migración)

o hidratación (hinchamiento) ocasionada por la disposición de aguas no compatibles (Collins y Wright, 1985; Sharma et al., 1985).

La dispersión puede producir taponamiento por migración debido al aumento de sólidos suspendidos en solución. Ésta se origina por la disposición de aguas no compatibles con elevado pH en formaciones con arcillas, debido al aumento de la carga superficial negativa y el consecuente aumento de las fuerzas de repulsión electrostáticas (Sharma et al., 1985). Así, por ejemplo, la exposición de una arenisca consolidada arcillosa a un fluido con elevado pH puede reducir su permeabilidad en cien veces en un corto periodo de tiempo (Sharma et al., 1985). Este efecto puede ser minimizado por la compatibilización de los pH entre las aguas de reinyección y las aguas de formación.

La hidratación produce disminución de la permeabilidad debido al hinchamiento ocasionado por la adsorción de agua sobre las superficies y al interior de las estructuras de las arcillas. Ésta se origina por la disposición de aguas no compatibles con bajas salinidades. Para las esmectitas, por ejemplo, el agua puede penetrar entre las capas que la conforman y causar que las láminas se separen y se hinchen (Collins y Wright, 1985). Este efecto puede ser minimizado por el aumento de la salinidad del agua de reinyección (usualmente con cloruro de sodio) o por la preparación de las aguas de reinyección con mezclas de aguas de formaciones diferentes (Collins y Wright, 1985).

#### *6.1.4. Hidratación de anhidritas*

La anhidrita puede estar presente en areniscas de formaciones como agente cementante entre los granos de arena (Collins y Wright, 1985) o formarse mediante reacciones como las presentadas antes (Reacciones 1 y 2). Esta anhidrita, cuando entra en contacto con agua, puede transformarse en yeso mediante la siguiente reacción reversible (Reacción 12):



No obstante, en contacto con soluciones de alta salinidad (como muchas aguas de formación), la anhidrita permanece inalterada, pero si las aguas de reinyección disminuyen paulatinamente la salinidad

de la formación, la anhidrita es hidratada, se transforma en yeso y el volumen del mineral aumenta hasta 1,5 veces, algo quizás “fatal” para la extracción de crudo de un yacimiento (Collins y Wright, 1985) o la reinyección de AP-YC y APFR-YNC en una formación.

#### 6.1.5. Migración de finos

Sólidos suspendidos como arenas, limos, carbonatos, arcillas, productos de la corrosión, entre otros, pueden estar presentes en las AP-YC y APFR-YNC debido al arrastre desde la formación o a operaciones realizadas en pozo (Veil et al., 2004). Las concentraciones pueden variar desde trazas hasta significativas, en cuyo caso el sistema de tratamiento debe alcanzar elevadas remociones para evitar la inyección de estos sólidos suspendidos en las formaciones, pues pueden causar su taponamiento y la pérdida de inyectividad. En los sistemas de tratamiento, la presencia de altas concentraciones de sólidos suspendidos reduce la eficiencia de remoción en los separadores crudo/agua, produciendo aguas de reinyección con altas concentraciones de grasas y aceites (Veil et al., 2004).

#### 6.1.6. Presencia de microorganismos

Las aguas de reinyección pueden contener bacterias autótrofas y heterótrofas aerobias. Entre las bacterias autótrofas se encuentran bacterias del hierro de los géneros *Crenothrix*, *Gallionella* y *Sphaerotilus* (Collins y Wright, 1985), las cuales utilizan la oxidación del hierro ferroso a hierro férrico con oxígeno como fuente de energía y el dióxido de carbono como fuente de carbono. Entre las bacterias heterótrofas se encuentran bacterias de los géneros *Aerobacter*, *Bacillus*, *Escherichia*, *Flavobacterium* y *Pseudomonas*, las cuales utilizan la oxidación con oxígeno de diversos compuestos orgánicos a dióxido de carbono como fuente de carbono y energía. Adicionalmente, otros microorganismos como copépodos, diatomeas y dinoflagelados están presentes en aguas de reinyección cuando se usan aguas marinas para mantenimiento de presión o recobro mejorado (Collins y Wright, 1985).

Toda esta biomasa puede generar disminución de la permeabilidad debido al taponamiento de las formaciones por su naturaleza detrítica o por la producción de exopolímeros por su actividad biológica (Collins y Wright, 1985).

## 6.2. Corrosión de líneas de conducción

El rompimiento de líneas de conducción debido a la corrosión puede generar un aumento en la inyectividad, no relacionado con la formación, sino con las fugas de las aguas de reinyección hacia zonas de mayor permeabilidad (e.g. acuíferos). Este proceso de corrosión puede evitarse mediante el adecuado tratamiento de las AP-YC y APFR-YNC para, además de compatibilizar las aguas de reinyección con las aguas de formación, eliminar potenciales factores corrosivos.

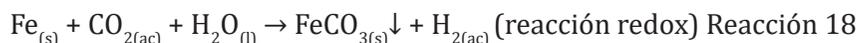
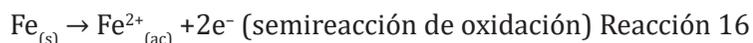
### 6.2.1. Corrosión electroquímica

La corrosión electroquímica del acero en líneas de conducción es el tipo usual de corrosión en pozos inyectoros y productores (Collins y Wright, 1985). Esta corrosión se genera por la presencia de gases disueltos en aguas de formación como sulfuro de hidrógeno ( $H_2S$ ), dióxido de carbono ( $CO_2$ ) y oxígeno ( $O_2$ ), este último presente en aguas de reinyección por el contacto de las AP-YC y APFR-YNC con la atmósfera durante los procesos de separación del crudo. Estos gases son u originan aceptores de electrones que solubilizan el hierro elemental (Fe) presente en el acero, al actuar como donador de electrones, oxidándolo a hierro ferroso ( $Fe^{2+}$ ).

Entre los gases disueltos corrosivos, el oxígeno tiene las peores consecuencias pues concentraciones tan bajas como 1 mg/L puede causar corrosión severa (Collins y Wright, 1985). El proceso de corrosión se presenta en las Reacciones 13 a 15:

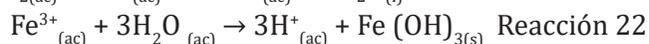
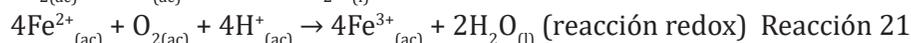


El dióxido de carbono en solución aumenta con la disminución del pH debido al desplazamiento del sistema carbonato, incrementando la corrosividad del agua. No obstante, el aumento del pH favorece la formación de escamas de calcita debido al desplazamiento del equilibrio hacia la formación de iones carbonato (Reacción 3). El proceso de corrosión se presenta en las Reacciones 16 a 18:



El carbonato ferroso es una escama que puede producir taponamiento en la formación. No obstante, bajo condiciones de rápida y uniforme nucleación de los cristales sobre la superficie del metal, puede constituir una capa protectora contra corrosión adicional.

La presencia de oxígeno puede también producir la oxidación y posterior precipitación de los iones reducidos de hierro contenidos en las aguas de formación produciendo escamas de hidróxido férrico. Este proceso se presenta en las Reacciones 19 a 22:

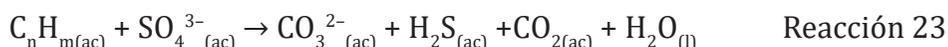


La salinidad de la solución (concentración de sólidos disueltos) tiene efectos adversos sobre la corrosión. Por un lado, debido a que el agua actúa como electrolito (conductor de electrones), la corrosión se ve favorecida por el aumento de la salinidad; no obstante, el aumento de la salinidad disminuye la concentración de gases disueltos y, por tanto, la corrosión. Otros factores de interés que actúan sobre la concentración de gases disueltos son la temperatura y la presión; el aumento de temperatura disminuye la concentración de gases disueltos, mientras que el aumento de presión la favorece.

El problema de la corrosión se puede eliminar o disminuir significativamente implementando acciones sobre las líneas de conducción, como el revestimiento completo o el uso de tuberías no-conductoras, o sobre el agua de reinyección como la remoción de los gases corrosivos y el mantenimiento del pH en valores neutros o ligeramente alcalinos (Collins y Wright, 1985).

### 6.2.2. Corrosión mediada microbiológicamente

La presencia de sulfuro de hidrógeno en aguas de formación y reinyección es de origen biogénico (Tabla 1), producido por el metabolismo de bacterias sulfatorreductoras (anaerobias heterótrofas) como *Desulfovibrio desulfuricans*, que usan diversos compuestos orgánicos como fuentes de carbono y energía. El metabolismo puede expresarse globalmente como presenta la Reacción 23:



En esta reacción, el dióxido de carbono es también un producto metabólico de la sulfatorreducción, por lo que parte de la corrosión por este gas disuelto puede ser de origen biogénico.

El sulfuro de hidrógeno producido incrementa la corrosividad del agua como presentan las Reacciones 24 a 26:



El sulfuro ferroso (triolita) es una escama que puede producir taponamiento en la formación. No obstante, bajo condiciones adecuadas de pH, puede depositarse como capa protectora sobre la superficie del metal contra la corrosión adicional. Otra escama que puede formarse es sulfuro férrico que se produce por la reacción del óxido férrico con el sulfuro de hidrógeno como presenta la Reacción 27:



Finalmente, los cambios de temperatura influyen significativamente en todos los equilibrios presentados, sean equilibrios químicos de precipitación/disolución u oxidación/reducción, o equilibrios físicos como la hidratación de anhidrita. Así, los cambios de temperatura influyen en la formación de escamas, en los procesos de corrosión y en la hidratación de minerales. Por ejemplo, rápidos incrementos de la temperatura pueden generar grandes cantidades de precipitados de

carbonato de calcio y causar severas reducciones de la inyektividad de la formación (Sharma et al., 1985).

## 7. Tratamiento de AP-YC y APFR-YNC

La selección de la alternativa de tratamiento para las AP-YC y APFR-YNC dependerá, entre otros factores, de sus características fisicoquímicas y del vertimiento o reúso que se les dará; información que permitirá determinar los niveles de remoción de contaminantes. Así, para seleccionar la alternativa de tratamiento para las AP-YC y APFR-YNC es necesario disponer de la caracterización de las aguas crudas y de los valores límites máximos permisibles para cada vertimiento o reúso.

### 7.1. Caracterización de AP-YC y APFR-YNC crudas

Con base en la composición de las aguas de formación (Sección 2.1) y en los parámetros de las normatividades de vertimiento y reúso (Sección 3), unos posibles parámetros fisicoquímicos para la caracterización de las AP-YC y APFR-YNC crudas se presenta en la Tabla 4.

**Tabla 4.** Parámetros fisicoquímicos para la caracterización de AP-YC y APFR-YNC crudas.

Parámetro	Unidades	Parámetro	Unidades
GENERALES			
pH	-	Temperatura	°C
Potencial redox -Eh-	mV	Conductividad	μS/cm
Salinidad	mg/L	Densidad relativa	-
Sólidos Disueltos Totales (SDT)	mg/L	Sólidos Suspendidos Totales (SST)	mg/L
Carbón Orgánico Total (COT)	mg/L	Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg O <sub>2</sub> /L
Grasas y aceites	mg/L		
HIDROCARBUROS			
Fenoles totales	mg/L	Hidrocarburos Totales (HTP)	mg/L
Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP)	mg/L	Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xileno (BTEX)	mg/L

Parámetro	Unidades	Parámetro	Unidades
<b>IONES MAYORITARIOS</b>			
Cationes			
Calcio (Ca <sup>2+</sup> )	mg/L	Magnesio (Mg <sup>2+</sup> )	mg/L
Sodio (Na <sup>+</sup> )	mg/L		
Aniones			
Bicarbonato (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	mg/L	Sulfato (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	mg/L
Cloruro (Cl <sup>-</sup> )	mg/L		
<b>OTROS IONES</b>			
Potasio (K <sup>+</sup> )	mg/L	Carbonato (CO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	mg/L
Nitrato (N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	mg/L	Nitrógeno amoniacal (N-NH <sub>3</sub> )	mg/L
Ortofosfatos (P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	mg/L	Sulfuro (S <sup>2-</sup> )	mg/L
Bromuro (Br <sup>-</sup> )	mg/L		
<b>METALES Y METALOIDES</b>			
Aluminio (Al)	mg/L	Arsénico (As)	mg/L
Bario (Ba)	mg/L	Boro (B)	mg/L
Cadmio (Cd)	mg/L	Cinc (Zn)	mg/L
Cobre (Cu)	mg/L	Cromo (Cr)	mg/L
Estroncio (Sr)	mg/L	Hierro (Fe)	mg/L
Litio (Li)	mg/L	Manganeso (Mn)	mg/L
Mercurio (Hg)	mg/L	Molibdeno (Mo)	mg/L
Níquel (Ni)	mg/L	Plomo (Pb)	mg/L
Selenio (Se)	mg/L	Silicio (Si)	mg/L
Vanadio (V)	mg/L		
<b>GASES DISUELTOS</b>			
Dióxido de carbono (CO <sub>2</sub> )	mg/L	Sulfuro de hidrógeno (H <sub>2</sub> S)	mg/L
Oxígeno Disuelto (OD) (O <sub>2</sub> )	mg/L		
<b>RADIOISÓTOPOS</b>			
Radio-226 ( <sup>226</sup> Ra)	Bq/L	Radio-228 ( <sup>228</sup> Ra)	Bq/L

**Fuente:** Elaboración propia.

Para APFR-YNCR deben considerarse, adicionalmente, la medición de componentes utilizados para la formulación del fluido de estimulación hidráulica.

En caso de detectarse la presencia de radioisótopos, las AP-YC y APFR-YNC se registrarán por lo dispuesto en la Resolución 180005 de 2010 “por la cual se adopta el Reglamento para la gestión de los desechos radiactivos en Colombia” (MME, 2010) o aquella que la modifique o sustituya.

### *7.2. Caracterizaciones para vertimiento o reúso de AP-YC y APFR-YNC*

Como se menciona anteriormente (Sección 3), los límites máximos permisibles para el vertimiento de AP-YC en cuerpos de aguas superficiales, aguas marinas y suelos se encuentran en la Resolución 0631 de 2015 (MADS, 2015a), la Resolución 0883 de 2018 (MADS, 2018a) (incluidas APFR-YNC) y el Decreto 050 de 2018 (MADS, 2018b), respectivamente, mientras que la Resolución 1207 de 2014 (MADS, 2014a) establece los límites máximos permisibles para el reúso agrícola e industrial de AP-YC y APFR-YNC. No obstante, ninguna normatividad establece lineamientos acerca de la caracterización fisicoquímica ni de ensayos de compatibilidad para la disposición de AP-YC y APFR-YNC en pozos inyectoros (aguas de reinyección) o para reúso en pozos productores (recobro mejorado o fracturación hidráulica); únicamente los términos de referencia para la elaboración del Estudio de Impacto Ambiental para la explotación de hidrocarburos pide realizar una caracterización completa de la composición de las AP-YC y APFR-YNC tratadas, sin entregar más lineamientos.

Una caracterización fisicoquímica de las aguas de formación y de reinyección, junto con el conocimiento geológico de la formación, provee indicativos de qué precipitados esperar en depósitos de escamas, qué procesos de corrosión pueden presentarse en líneas de conducción y qué fenómenos esperar en las formaciones debido a sus contenidos de arcillas. De esta forma pueden disminuirse los riesgos de contaminación de acuíferos y suelos debido a la pérdida de inyectividad de la formación y la corrosión de las líneas de conducción. La Tabla 5 presenta posibles parámetros fisicoquímicos para la caracterización de las aguas de formación del pozo inyector o productor y de las aguas de reinyección bajo estas consideraciones.

**Tabla 5.** Parámetros fisicoquímicos para la caracterización de las aguas de formación al perforar el pozo inyector o productor y de las aguas de reinyección.

Parámetro	Unidades	Problemática
<b>GENERALES</b>		
pH	-	Formación de escamas, corrosión electroquímica, dispersión de arcillas, compatibilidad de las soluciones.
Temperatura	°C	
Densidad relativa	-	Compatibilidad de las soluciones.
Potencial redox -Eh-	mV	Formación de escamas, corrosión electroquímica.
Conductividad	µS/cm	Formación de escamas, corrosión electroquímica, hidratación de arcillas y anhidritas, compatibilidad de las soluciones.
Salinidad	mg/L	
Sólidos Disueltos Totales (SDT)	mg/L	
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	mg/L	Migración de finos.
<b>MATERIA ORGÁNICA</b>		
Carbón Orgánico Total (COT)	mg/L	Crecimiento de microorganismos heterótrofos aerobios (e.g. <i>Aerobacter</i> , <i>Bacillus</i> , <i>Escherichia</i> , <i>Flavobacterium</i> y <i>Pseudomonas</i> ) y anaerobios (e.g. <i>Desulfovibrio desulfuricans</i> ).
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg O <sub>2</sub> /L	
Hidrocarburos Totales (HTP)	mg/L	
Grasas y aceites	mg/L	Taponamiento de la formación.
<b>IONES MAYORITARIOS</b>		
<b>Cationes</b>		
Aluminio (Al <sup>3+</sup> )	mg/L	Formación de escamas
Calcio (Ca <sup>2+</sup> )	mg/L	
Bario (Ba <sup>2+</sup> )	mg/L	
Estroncio (Sr <sup>2+</sup> )	mg/L	
Magnesio (Mg <sup>2+</sup> )	mg/L	
Manganeso (Mn)	mg/L	
Hierro (Fe)	mg/L	Formación de escamas, corrosión electroquímica, crecimiento de microorganismos autótrofos aerobios (e.g. <i>Crenothrix</i> , <i>Gallionella</i> y <i>Sphaerotilus</i> ), corrosión mediada microbiológicamente.
<b>Aniones</b>		

Parámetro	Unidades	Problemática
Bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ )	mg/L	Formación de escamas
Carbonato ( $\text{CO}_3^-$ )	mg/L	
Sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ )	mg/L	Crecimiento de microorganismos heterótrofos anaerobios (e.g. <i>Desulfovibrio desulfuricans</i> ), corrosión mediada microbiológicamente.
Sulfuro ( $\text{S}^{2-}$ )	mg/L	Formación de escamas, corrosión mediada microbiológicamente.
<b>OTROS IONES</b>		
Cinc ( $\text{Zn}^{2+}$ )	mg/L	Formación de escamas
Cobre ( $\text{Cu}^{2+}$ )	mg/L	
Cromo (Cr)	mg/L	
Níquel ( $\text{Ni}^{2+}$ )	mg/L	
<b>NUTRIENTES</b>		
Nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ )	mg/L	Crecimiento de microorganismos autótrofos y heterótrofos
Nitrógeno amoniacal ( $\text{N-NH}_3$ )	mg/L	
Ortofosfatos ( $\text{P-PO}_4^{3-}$ )	mg/L	
<b>GASES DISUELTOS</b>		
Dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ )	mg/L	Formación de escamas, corrosión electroquímica, crecimiento de microorganismos autótrofos aerobios (e.g. <i>Crenothrix</i> , <i>Gallionella</i> y <i>Sphaerotilus</i> ).
Sulfuro de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{S}$ )	mg/L	Formación de escamas, corrosión mediada microbiológicamente.
Oxígeno Disuelto (OD) ( $\text{O}_2$ )	mg/L	Formación de escamas, corrosión electroquímica, crecimiento de microorganismos autótrofos aerobios (e.g. <i>Crenothrix</i> , <i>Gallionella</i> y <i>Sphaerotilus</i> ) y heterótrofos aerobios (e.g. <i>Aerobacter</i> , <i>Bacillus</i> , <i>Escherichia</i> , <i>Flavobacterium</i> y <i>Pseudomonas</i> ).

**Fuente:** Elaboración propia.

Límites máximos permisibles de algunos parámetros en las aguas de reinyección pueden ser útiles. Al respecto, Li y Lee (2009), proponen Sólidos Suspendidos Totales (SST) < 1 mg/L, aceites < 5 mg/L y tamaño de partículas sólidas < 1  $\mu\text{m}$ , con el fin de evitar el taponamiento de formaciones. Por otro lado, no deben detectarse concentraciones de sulfuro de hidrógeno ( $\text{H}_2\text{S}$ ) y Oxígeno Disuelto (OD) con el fin de evitar la corrosión de líneas de conducción.

Para una caracterización más completa, es posible realizar un balance de electroneutralidad del agua, para lo cual deberán incluirse otros iones mayoritarios como sodio ( $\text{Na}^+$ ), potasio ( $\text{K}^+$ ), cloruro ( $\text{Cl}^-$ ) y bromuro ( $\text{Br}^-$ ). Para APFR-YNC deben considerarse, adicionalmente, la medición de componentes utilizados para la formulación del fluido de estimulación hidráulica que puedan producir escamas (e.g. polímeros y surfactantes) o corrosión (e.g. ácidos).

También deben realizarse ensayos de compatibilidad entre las aguas de formación del pozo inyector o productor y las aguas de reinyección por medio de filtración por membrana. En caso de detectarse formación de sólidos (escamas) en los ensayos, debe determinarse su composición. Al respecto, la realización de una simulación de la especiación química con las características de ambas aguas puede ser un paso inicial para determinar la composición de los sólidos formados.

Para complementar las pruebas anteriores, deben realizarse ensayos de compatibilidad entre las aguas de reinyección y la formación del pozo inyector o productor, por medio de ensayos de inyectividad en núcleos de caracterización, y un análisis de la distribución de tamaño de partículas de sólidos suspendidos y de gotas de aceites dispersos del agua de reinyección, respecto a la distribución del tamaño de poros en estos núcleos de caracterización.

Finalmente, desde la perspectiva de las problemáticas en la disposición de en pozos inyectores y su reúso en pozos productores, otras características necesarias de la formación son: porosidad, permeabilidad y porcentaje, tipo y composición mineralógica con énfasis en arcillas, yeso y anhidritas.

En caso de detectar cualquier problemática que puede desencadenar problemas de incompatibilidad o de corrosión, es necesario ajustar el tratamiento para eliminarlos.

### 7.3. Tratamiento de AP-YC y APFR-YNC

Las AP-YC y APFR-YNC contienen comúnmente concentraciones significativas de contaminantes orgánicos e inorgánicos. Así, estas aguas residuales deben gestionarse cuidadosamente para eliminar posibles perjuicios sobre la salud humana y el medio ambiente (Hammer y VanBriesen, 2012).

#### 7.3.1. Alternativas de tratamiento

Cuando las AP-YC y APFR-YNC no cumplen con los límites máximos permisibles de contaminantes para el vertimiento o reúso establecido, es necesario seleccionar apropiadamente un conjunto de procesos unitarios para cumplir con los requerimientos de calidad del agua. Estos procesos buscan remover contaminantes que pueden clasificarse en siete (7) categorías: 1) grasas y aceites y compuestos orgánicos, 2) sólidos suspendidos, 3) microorganismos (desinfección), 4) gases disueltos, 5) dureza e incrustaciones (ablandamiento), 6) materiales radiactivos de origen natural y 7) sólidos disueltos (desalación) (Liden et al., 2018).

Los niveles de remoción dependerán de la alternativa de vertimiento y reúso de AP-YC y APFR-YNC tratadas; por ejemplo, para el reúso en recobro mejorado o en fracturación hidráulica (*fracking*), el tratamiento requiere niveles de remoción bajos de algunos contaminantes, mientras que, si el reúso es para riego de cultivos, el tratamiento requiere niveles de remoción altos en muchos contaminantes (Hammer y VanBriesen, 2012; Lester et al., 2015). Estos niveles de remoción impactan los costos de tratamiento de las AP-YC y APFR-YNC (Mohammad-Pajooch et al., 2018). Como presentan Bagheri, Roshandel y Shayegan (2018), tratamientos tradicionales para alcanzar estándares de reúso con reinyección en pozos profundos cuestan US\$0,509/m<sup>3</sup>, mientras que tratamientos avanzados para alcanzar estándares de reúso más exigentes, como el riego de cultivos, cuestan US\$3,808/m<sup>3</sup>; casi 7,50 veces más.

Las tecnologías de tratamiento de AP-YC y APFR-YNC se componen de procesos unitarios físicos, químicos y biológicos (Al-Ghouti et al., 2019), y, desde el punto de vista técnico, su configuración depende de los objetivos de tratamiento que se definen según las características de las AP-YC y APFR-YNC y los límites máximos permisibles de

contaminantes según la alternativa de vertimiento o reúso (U.S.-EPA, 2015). Debido a que diferentes aguas de producción pueden contener diferentes tipos de contaminantes, a que la concentración de contaminantes puede variar significativamente entre diferentes aguas de producción (variación espacial) y a que inicialmente las APFR-YNC son similares al fluido de estimulación hidráulica pero paulatinamente serán más similares a las aguas de formación (variación temporal), existe una amplia gama de procesos propuestos para su tratamiento. Este tratamiento se compone por la disposición en serie de procesos unitarios enfocados a la remoción de una amplia variedad de contaminantes que pueden no ser removidos por un único proceso (Guerra, Dahm y Dundorf, 2011).

La Tabla 6 presenta una clasificación de algunos de los procesos unitarios más comunes en el tratamiento de AP-YC y APFR-YNC. Al respecto Guerra, Dahm y Dundorf (2011) presentan una completa comparación de diferentes procesos para la evaluación de los beneficios y limitaciones de cada alternativa en el tratamiento de AP-YC y APFR-YNC, bajo criterios de robustez, confiabilidad, movilidad, flexibilidad, modularidad, costo, demanda química y energética, y requisitos de eliminación de salmuera o residuos. Similarmente, Dahm y Chapman (2014) presentan los procesos de tratamiento de AP-YC y APFR-YNC usadas en la industria de crudo y gas, especificando los contaminantes removidos por cada alternativa junto a un sumario cualitativo con beneficios y limitaciones. Por otro lado, U.S.-EPA (2015) recopila los procesos para la remoción de contaminantes clasificados en sólidos suspendidos, sólidos disueltos, aniones, metales, radionucleidos y compuestos orgánicos.



Revisiones completas de los procesos de tratamiento de AP-YC y APFR-YNC son presentadas por autores como Al-Ghouti et al. (2019), Fakhru'l-Razi et al. (2009), Igunnu y Chen (2014), Jiménez et al. (2018) y Silva et al. (2017). Igualmente, el manual de Stewart y Arnold (2011) ofrece una amplia recopilación de procesos para el tratamiento de las AP-YC y APFR-YNC. Por otro lado, Drewes et al. (2009) realizan una completa evaluación de 54 tecnologías, incluidas ocho (8) tecnologías comerciales basadas en procesos de ósmosis inversa e intercambio iónico, clasificadas en procesos de tratamiento independientes (34 procesos unitarios) y combinados (20 tecnologías), mientras que U.S.-EPA (2015) describe los procesos que conforman las tecnologías de tratamiento de AP-YC y APFR-YNC en 15 yacimientos a través de Estados Unidos.

Coonrod et al. (2020) presentan una informativa recopilación de procesos de tratamiento de las AP-YC y APFR-YNC típicamente usados en la industria, clasificados en pre-tratamientos, tratamientos primarios, secundarios y terciarios, y tratamientos para descarga cero de efluentes (ZLD, por sus siglas en inglés). La Tabla 7 presenta una adaptación de esta información; en ella, los costos de tratamiento incrementan en orden de complejidad de los procesos.

**Tabla 7.** Procesos y sistemas usados comúnmente para el tratamiento de AP-YC y APFR-YNC y componentes removidos.

Procesos	Sistemas	Remoción
<b>PRE-TRATAMIENTO</b>		
<b>Desarenación y filtración gruesa:</b> eliminación de propante y residuos de la operación.	Filtración gruesa, rejas y tamices.	SST
<b>Separación de dos o tres fases:</b> recuperación de hidrocarburos producidos.	Separadores aceite-agua.	COT, grasas y aceites
<b>TRATAMIENTOS PRIMARIOS</b>		
<b>Separación y clarificación:</b> remoción de pequeños sólidos, gotas de crudo, grasas y aceites y algunos aditivos adicionados al fluido de estimulación.	Sedimentación, flotación, hidrociclones y filtración granular.	SST, COT, grasas y aceites, escamas, dureza
<b>Oxidación:</b> eliminación de bacterias, descomposición de aditivos adicionados al fluido de estimulación (polímeros), precipitación química de hierro y metales traza.	Aireación, precipitación química y desinfección.	COT, bacterias, hierro, metales pesados (As, Ba, Cd, Cr, Pb, Hg, Se, Ag)

Procesos	Sistemas	Remoción
<b>Coagulación-floculación y sedimentación y/o flotación:</b> remoción de partículas coloidales remanentes (e.g. sílice, óxidos metálicos y sulfuros) y componentes orgánicos (e.g. gotas de crudo y polímeros gelificantes).	Flotación por gas disuelto, flotación por aire disuelto, floculación y desnatado.	SST, COT, escamas, dureza, sulfatos, NORM
<b>TRATAMIENTOS SECUNDARIOS</b>		
<b>Remoción de iones divalentes:</b> reducción de dureza y prevención de incrustaciones inorgánicas por remoción de iones Ba <sup>2+</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , Sr <sup>2+</sup> , Fe <sup>2+</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> .	Intercambio iónico (bajos SDT), precipitación química.	SDT, hierro, metales pesados (As, Ba, Cd, Cr, Pb, Hg, Se, Ag), escamas, dureza, sulfatos, NORM
<b>TRATAMIENTOS TERCIARIOS</b>		
<b>Desalación:</b> preparación de aguas producidas para vertimiento.	Evaporación-destilación, cristalización, ósmosis inversa y otras tecnologías de filtración por membranas.	SDT
<b>DESCARGA CERO DE EFLUENTES</b>		
<b>Estándares de descarga cero de efluentes:</b> transformar aguas producidas a estándares de agua potable.	Evaporación-destilación, cristalización, ósmosis inversa y otras tecnologías de filtración por membranas.	SDT
SST: Sólidos Suspendidos Totales. COT: Carbón Orgánico Total. SDT: Sólidos Disueltos Totales. NORM: Materiales radiactivos de origen natural (NORM, por sus siglas en inglés).		
<b>Fuente:</b> Adaptada de Coonrod et al. (2020).		

Asimismo, Sun et al. (2019) presentan los procesos de tratamiento usados específicamente para alcanzar estándares de vertimiento (diferente a pozo inyector) y reúso (diferente a operaciones de fracturación hidráulica). Considerando contaminantes específicos, Camarillo, Domen y Stringfellow (2016) analizan la tratabilidad de los componentes del fluido de estimulación hidráulica mediante diferentes procesos; mientras que, considerando el uso específico de tecnologías, Chang et al. (2019) presentan una completa revisión acerca del uso de procesos con membranas para el tratamiento y reúso de APFR-YNC.

Finalmente, los procesos de tratamiento de AP-YC y APFR-YNc generan lodos (e.g. precipitación química o desalación térmica) y/o salmueras concentradas líquidas (e.g. desalación por membranas); estos pueden disponerse en vertederos o pozos inyectores, respectivamente, o usarse para recuperación de materiales (Hammer y VanBriesen, 2012). Estos residuos contienen los compuestos químicos removidos de las aguas residuales y, por tanto, su inapropiado manejo anulará el valor del tratamiento (Hammer y VanBriesen, 2012).

### 7.2.3. Resultados esperados del tratamiento

Los resultados esperados de los procesos de tratamiento de AP-YC y APFR-YNc en cuanto a la remoción de contaminantes específico, varían dependiendo del proceso utilizado. Al respecto, U.S.-EPA (2015) presenta la evaluación cualitativa de la remoción de sólidos suspendidos, sólidos disueltos, aniones, metales, radionucleidos y compuestos orgánicos de 19 procesos de tratamiento. Por su parte, la Tabla 8 recopila información cuantitativa de intervalos de aplicación y porcentajes de remoción esperados para grasas y aceites, sólidos suspendidos y sólidos disueltos mediante diferentes procesos de tratamiento.

**Tabla 8.** Intervalos de aplicación y porcentajes para algunos parámetros mediante diferentes procesos de tratamiento.

	Proceso	Intervalo de aplicación (mg/L)	Remoción (%)
G&A	<b>Separadores</b>		
	API	500-20.000	90
	Interceptor de plato corrugado (CPI)	500-10.000	90
	Flotación por gas inducido (IGF)	500-1.000	96
	Hidrociclón	300-500	95-99
	Centrífuga	100-10.000	93
	<b>Filtros</b>		
	Medios porosos (cáscara de nuez)	50-100	98
	Microfiltración (MF)	50-180	99

	Proceso	Intervalo de aplicación (mg/L)	Remoción (%)
<b>G&amp;A</b>	<b>Térmicas (destilación)</b>		
	Multiefecto	< 20	99
	Compresión de vapor	< 20	98
	<b>Alternativas</b>		
	Evaporación-cristalización	< 20	99
<b>SST</b>	<b>Separadores</b>		
	API	< 1.000	50-75
	Interceptor de plato corrugado (CPI)	< 400	80
	Flotación por gas inducido (IGF)	< 200	85
	Hidrociclón	< 200	65-80
	Centrífuga	30-300	65-80
	<b>Filtros</b>		
	Medios porosos (cáscara de nuez)	< 30	99
	Microfiltración (MF)	< 20	98
	<b>Térmicas (destilación)</b>		
	Multiefecto	< 10	100
	Compresión de vapor	< 10	100
	<b>Alternativas</b>		
	Evaporación-cristalización	< 10	100
<b>SDT</b>	<b>Membranas</b>		
	Ósmosis inversa (OI)	1.000-45.000	> 99
	Electrodiálisis-Electrodiálisis inversa	500-40.000	99,5
	<b>Térmicas (destilación)</b>		
	Flash multietapas	5.000-50.000	> 99,9
	Multiefecto	1.500-100.000	> 99,9
	Compresión de vapor	1.500-200.000	> 99,9
	Membranas	500-250.000	> 99,5
	Congelación-descongelación	> 5.000	> 94
	<b>Alternativas</b>		
Intercambio iónico	< 750	95	

	Proceso	Intervalo de aplicación (mg/L)	Remoción (%)
SDT	Desionización capacitiva	500-5.000	99
	Evaporación-cristalización	300.000	> 99,9
G&A: Grasas y aceites. SST: Sólidos Suspendidos Totales. SDT: Sólidos Disueltos Totales.			
<b>Fuente:</b> Elaboración propia a partir de información de Bagheri, Roshandel y Shayegan (2018); Guerra, Dahm y Dunderorf (2011); Hammer y VanBriesen (2012).			

Asimismo, U.S.-EPA (2015) presenta valores teóricos esperados de varios compuestos orgánicos e inorgánicos [bario, cadmio, estroncio, radio 226, radio 228, radio total, Carbón Orgánico Total (COT), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>), grasas y aceites, BTEX, naftaleno y 1,2,4-trimetilbenceno], mediante la aplicación de 15 diferentes procesos de tratamiento sobre varios yacimientos en Estados Unidos, considerando las concentraciones promedio en las aguas de producción.

Los diferentes procesos unitarios pueden también evaluarse bajo otros criterios además de los intervalos de aplicación y porcentajes de remoción. Al respecto, Guerra, Dahm y Dunderorf (2011) presentan la evaluación cualitativa de 20 características técnicas, económicas y ambientales de 16 procesos unitarios para el tratamiento de las AP-YC y APFR-YNC y de 27 tecnologías de desalación (incluyendo membranas, membrana híbridas, térmicas, alternativas, comerciales y de disposición) para la remoción de sólidos disueltos. Similarmente, Bagheri, Roshandel y Shayegan (2018) presentan la evaluación cuantitativa de ocho (8) características técnicas y económicas de (10) procesos de tratamiento. Finalmente, cabe mencionar el trabajo de Hayes y Arthur (2004) en el que describen 17 procesos unitarios y presentan sus fortalezas y limitaciones.

Desde el punto de vista técnico, la selección de los procesos que conforman una tecnología de tratamiento depende de las características de las AP-YC y APFR-YNC y los límites máximos permisibles de contaminantes según la alternativa de vertimiento o reúso (U.S.-EPA, 2015). Una experiencia de evaluación de tecnologías de tratamiento es la que presenta U.S.-EPA (2015), en la que se recopilan resultados

cuantitativos de la remoción de sólidos suspendidos, sólidos disueltos, aniones, metales, radionucleidos y compuestos orgánicos en cinco (5) sistemas de tratamiento instalados en yacimientos de Estados Unidos y las tecnologías específicas usadas para removerlos.

### *7.3.3. Algunas consideraciones técnicas*

Los estándares de vertimiento o reúso conjuntamente con las características de las AP-YC y APFR-YNC definen los procesos unitarios que deben implementarse para estructurar una tecnología de tratamiento. En la mayoría de aplicaciones, las principales necesidades de tratamiento incluirán uno o más de los siguientes niveles (Hayes y Arthur, 2004): 1) remover grasas y aceites, 2) remover sólidos disueltos, 3) decrecer las concentraciones de BTEX, 4) decrecer la demanda biológica de oxígeno de compuestos orgánicos solubles, 5) controlar los niveles elevados de ácidos orgánicos volátiles, 6) controlar sólidos suspendidos, 7) reducir los volúmenes de salmuera que requieren disposición, 8) controlar coliformes totales y fecales, 9) remover componentes de interés especial (e.g. boro, que restringe el uso final en, por ejemplo, riego), y 10) ajustar la razón de adsorción de sodio para evitar su retención en suelos durante la aplicación en terreno (e.g. riego, recarga de acuíferos, etc.). En las últimas décadas se han desarrollado tecnologías para diferentes niveles de tratamiento de las AP-YC y APFR-YNC, que permiten alcanzar estándares de vertimiento o reúso; ejemplo de esto son las 20 tecnologías evaluadas por Drewes et al. (2009).

Los diferentes niveles de tratamiento impactan los costos de inversión y operación de las alternativas tecnológicas disponibles; así, probablemente los costos asociados al tratamiento para alcanzar algunos estándares de vertimiento o reúso sean elevadamente restrictivos y sea necesario optar por alternativas de vertimiento de menor costo. Tal situación incide en que la alternativa de gestión predominante para las AP-YC y APFR-YNC en la mayoría de las regiones de Estados Unidos sea la disposición final en pozo inyector (Liden et al., 2018; U.S.-EPA, 2015; Vidic et al., 2013).

Adicionalmente, las APFR-YNC presentan variaciones en cantidad y calidad. En cuanto a la cantidad, el volumen de tratamiento varía desde altos volúmenes iniciales de aguas residuales, posterior a la fracturación hidráulica (i.e. primeras dos semanas), a volúmenes

decrecientes en las posteriores etapas de producción (Estrada y Bhamidimarri, 2016; Liden et al., 2018; Mohammad-Pajooch et al., 2018). En cuanto a la calidad, por un lado, las aguas de producción inicialmente son similares al fluido de estimulación hidráulica, pero paulatinamente serán más similares a las aguas de formación (U.S.-EPA, 2015); por otro lado, la recuperación del fluido de estimulación hidráulica varía entre 15 y 80% del volumen inyectado dependiendo de la formación (Guerra, Dahm y Dunderf, 2011); estos cambios provocan una composición variable de contaminantes, con alta concentración de compuestos orgánicos y baja concentración de sólidos disueltos inmediatamente después del proceso de fracturación, a baja concentración de materia orgánica y alta concentración de sólidos disueltos en las posteriores etapas de producción (Esmaeilirad et al., 2016; Estrada y Bhamidimarri, 2016; Oetjen et al., 2018). Adicionalmente, debido a que la formulación del fluido de estimulación hidráulica depende de los objetivos operacionales, la composición puede variar en diferentes etapas de fracturación para un mismo pozo (U.S.-EPA, 2015). Tales variaciones en cantidad y calidad generan retos técnicos en la selección de alternativas de tratamiento de estas aguas de producción que impactarán los costos de inversión y operación de las diferentes tecnologías.

Asimismo, las AP-YC y APFR-YNC pueden alcanzar altas concentraciones de sólidos disueltos que limitarían la aplicación de algunas tecnologías. Al respecto, Kurz et al. (2011) mencionan que, después de la operación de fracturación en un yacimiento de crudo (Dakota del Norte, USA), la concentración de sólidos disueltos se incrementó rápidamente a niveles tan elevados como 220.000 mg/L, valores que afectan los costos de operación de las tecnologías de desalación que pueden operarse económicamente en un intervalo entre 20.000 a 100.000 mg/L (Mohammad-Pajooch et al., 2018). Cambios en la concentración de contaminantes en las AP-YC y APFR-YNC, como sólidos disueltos y sólidos suspendidos, pueden convertir procesos como la filtración por membranas para remoción de sólidos disueltos o la adsorción para remoción de compuestos orgánicos disueltos, en procesos con costos prohibitivos debido a la cantidad de residuos y/o al exceso de ensuciamiento, taponamiento e incrustaciones de los sistemas (Coonrod et al., 2020) que provocan el aumento de las presiones necesarias (Hammer y VanBriesen, 2012), el incremento en mantenimiento y la reducción de la vida útil de equipos (Mohammad-Pajooch et al., 2018).

Las consideraciones técnicas presentadas implican retos en el desarrollo y selección de tecnologías económicas y efectivas para el tratamiento de AP-YC y APFR-YNC con el objetivo de alcanzar estándares de vertimiento o reúso, como flexibilidad del sistema (i.e. tratar volúmenes cambiantes de APFR-YNC de diferentes calidades) y articulación de los procesos (i.e. evitar el ensuciamiento, taponamiento e incrustación de sistemas de desalación o adsorción) (Hayes y Arthur, 2004; Kurz et al., 2011; Mohammad-Pajooch et al., 2018).

Finalmente, cabe resaltar el trabajo de Aranguren-Campos, Calderón-Carrillo y Usuriaga-Torres (2017), en el que se presenta el desarrollo de una metodología para la selección de tecnologías de tratamiento de APFR-YNC para reúso en operaciones de fracturación hidráulica en Colombia. En este trabajo, la tecnología seleccionada es aquella que ofrece la más alta eficiencia operacional al menor costo posible, considerando así parámetros técnicos y económicos.

## 8. Conclusiones

Algunas posibles alternativas de vertimiento y reúso de las APFR-YNC comprenden el vertimiento a aguas marinas y el reúso agrícola e industrial, disposiciones que no están explícitamente prohibidas en la normatividad; no obstante, esta carencia puede deberse a que no se consideraron las actividades de fracturación hidráulica al momento de redacción de las normatividades y no necesariamente porque se hayan autorizado estas alternativas de vertimiento y reúso para estas aguas.

Existen vacíos normativos en cuanto al vertimiento de AP-YC y el posible vertimiento de APFR-YNC al aire por evaporación total o parcial en lagunas, ya que esta práctica puede considerarse una emisión desde una fuente fija dispersa y actualmente en el país debe tramitarse un permiso de emisiones ante la Autoridad Ambiental sin contar con normatividad que trace lineamientos como la que existe para fuentes fijas puntuales.

La normatividad permite el vertimiento de AP-YC y APFR-YNC a acuíferos a pesar de clasificar a las aguas subterráneas como Clase I, clasificación que no admite vertimientos, una evidente contradicción; adicionalmente, la normatividad permite la reinyección de estas aguas en pozos inyectores siempre y cuando no se impida el uso actual y potencial de las aguas subterráneas con la dificultad que involucra la definición del “uso potencial”.

También existen vacíos normativos en cuanto al vertimiento o reúso de AP-YC y APFR-YNC en pozos inyectoros o en pozos productores, relacionados con los lineamientos para la caracterización fisicoquímica o para ensayos de compatibilidad de las aguas de producción crudas, al igual que para las aguas de formación y las aguas de producción tratadas, de manera que se seleccionen adecuadamente las alternativas de tratamiento con el fin de evitar la contaminación de acuíferos y suelos originada por la pérdida de inyectividad de la formación o la corrosión de líneas de conducción.

Desde el punto de vista técnico, hay a disposición una amplia variedad de tecnologías de tratamiento de las AP-YC y APFR-YNC que ya se han implementado; no obstante, para la selección deben considerarse las características de estas aguas y los límites máximos permisibles de contaminantes según la alternativa de vertimiento o reúso, información que, como se presentó, no existe para algunas alternativas de vertimiento debido a un vacío normativo que es necesario subsanar.

## 9. Referencias

- Al-Ghouthi, M.A.; Al-Kaabi, M.A.; Ashfaq, M.Y.; Da'na, D.A. (2019). Produced water characteristics, treatment and reuse: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 28, pp. 222-239. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.02.001>
- Aranguren-Campos, F.-A., Calderón-Carrillo, Z.; Usuriaga-Torres, J.-M. (2017). A selection methodology of flowback treatment technologies and water reuse in hydraulic fracturing in source rocks: A strategy to reduce the environmental impacts in Colombia. *Ciencia, Tecnología y Futuro (CT&F)*, 7(1), pp. 5-30. [http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0122-53832017000200005&lng=en&tlng=en](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0122-53832017000200005&lng=en&tlng=en)
- Bagheri, M.; Roshandel, R.; Shayegan, J. (2018). Optimal selection of an integrated produced water treatment system in the upstream of oil industry. *Process Safety and Environmental Protection*, 117, pp. 67-81. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.04.010>
- Blauch, M.E. (2010). Developing effective and environmentally suitable fracturing fluids using hydraulic fracturing flowback waters. SPE-131784-MS, Society of Petroleum Engineers, SPE Unconventional Gas Conference, 23-25 February, Pittsburgh, Pennsylvania, USA. <https://doi.org/10.2118/131784-MS>
- Boschee, P. (2014). Produced and flowback water recycling and reuse: Economics, limitations, and technology. *Oil and Gas Facilities*, 3(1), pp. 16-22. [http://www.spe.org/ogf/print/subscribers/2014/02/07\\_Feat\\_Unconventional.pdf](http://www.spe.org/ogf/print/subscribers/2014/02/07_Feat_Unconventional.pdf)
- Camarillo, M.K., Domen, J.K.; Stringfellow, W.T. (2016). Physical-chemical evaluation of hydraulic fracturing chemicals in the context of produced water treatment. *Journal of Environmental Management*, 183(1), pp. 164-174. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.065>
- Chang, H., Li, T., Liu, B., Vidic, R.D., Elimelech, M.; Crittenden, J.C. (2019). Potential and implemented membrane-based technologies for the treatment and reuse of flowback and produced water from shale gas and oil plays: A review. *Desalination*, 455, pp. 34-57. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2019.01.001>

- Chang, H., Liu, B., Yang, B., Yang, X., Guo, C., He, Q., Liang, S., Chen, S.; Yang, P. (2018). An integrated coagulation-ultrafiltration-nanofiltration process for internal reuse of shale gas flowback and produced water. *Separation and Purification Technology*, 211, pp. 310-321. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.09.081>
- Collins, A.G.; Wright, C.C. (1985). Chapter 6: Enhanced oil recovery injection waters. Chilingarian G.V. (Advisory Editor). *Developments in petroleum science*. Elsevier Science Publishers, The Netherlands, pp. 151-221. [https://doi.org/10.1016/S0376-7361\(08\)70568-5](https://doi.org/10.1016/S0376-7361(08)70568-5)
- Coonrod, C.L., Yin, Y.B., Hanna, T., Atkinson, A., Alvarez, P.J.J., Tekavec, T.N., Reynolds, M.A.; Wong, M.S. (2020). Fit-for-purpose treatment goals for produced waters in shale oil and gas fields. *Water Research*, 173, 115467. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115467>
- Dahm, K.; Chapman, M. (2014). Produced water treatment primer: Case studies of treatment applications. Science and Technology Program Report Research Project No. 1617. U.S. Department of the Interior, Bureau of Reclamation, USA, 70 p. [http://www.usbr.gov/research/projects/download\\_product.cfm?id=1214](http://www.usbr.gov/research/projects/download_product.cfm?id=1214)
- Drewes, J., Cath, T., Debroux, J.; Veil, J. (2009). An integrated framework for treatment and management of produced water: Technical assessment of produced water treatment technologies. RPSEA Project 07122-12, Colorado School of Mines, Colorado, USA, 158 p. [http://aqwatec.mines.edu/produced\\_water/treat/docs/Tech\\_Assessment\\_PW\\_Treatment\\_Tech.pdf](http://aqwatec.mines.edu/produced_water/treat/docs/Tech_Assessment_PW_Treatment_Tech.pdf)
- Esmailirad, N., Terry, C., Kennedy, H., Prior, A.; Carlson, K. (2016). Recycling fracturing flowback water for use in hydraulic fracturing: Influence of organic matter on stability of carboxyl-methyl-cellulose-based fracturing fluids. *Society of Petroleum Engineers Journal*, 21(4). <https://doi.org/10.2118/179723-PA>
- Estrada, J.M.; Bhamidimarri, R. (2016). A review of the issues and treatment options for wastewater from shale gas extraction by hydraulic fracturing. *Fuel*, 182, pp. 292-303. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2016.05.051>
- Fakhru'l-Razi, A., Pendashteh, A., Abdullah, L.C., Biak, D.R.A., Madaeni, S.S.; Abidin, Z.Z. (2009). Review of technologies for oil and gas produced water treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 170, pp. 530-551. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.05.044>
- Fetter, C.W., Boving, T.; Kreamer, D. (2018). Contaminant hydrogeology. Third Edition. Waveland Press, USA, 647 p. ISBN-13: 978-1478632795.
- Gaudlip, A.W.; Paugh, L.O. (2008). Marcellus shale water management challenges in Pennsylvania. SPE-119898-MS, Society of Petroleum Engineers, SPE Shale Gas Production Conference, 16-18 November, Fort Worth, Texas, USA. <https://doi.org/10.2118/119898-ms>
- Guerra, K., Dahm, K.; Dundorf, S. (2011). Oil and gas produced water management and beneficial use in the western United States. Science and Technology Program Report No. 157. U.S. Department of the Interior, Bureau of Reclamation, USA, 113 p. <https://www.usbr.gov/research/dwpr/reportpdfs/report157.pdf>
- Hammer, R.; VanBriesen, J. (2012). In fracking's wake: New rules are needed to protect our health and environment from contaminated wastewater. Technical Report D:12-05-A, Natural Resources Defense Council (NRDC), USA, 129 p. <https://www.nrdc.org/sites/default/files/Fracking-Wastewater-FullReport.pdf>
- Hayes, T.; Arthur, D. (2004). Overview of emerging produced water treatment technologies. 11<sup>th</sup> Annual International Petroleum Conference, 12-15 October, Albuquerque, New Mexico, USA.
- He, C., Zhang, T.; Vidic, R.D. (2016). Co-treatment of abandoned mine drainage and Marcellus Shale flowback water for use in hydraulic fracturing. *Water Research*, 104, pp. 425-431. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.08.030>
- Igunnu, E.T.; Chen, G.Z. (2014). Produced water treatment technologies. *International Journal of Low-Carbon Technologies*, 9, pp. 157-177. <https://doi.org/10.1093/ijlct/cts049>
- Jiménez, S., Micó, M.M., Arnaldos, M., Medina, F.; Contreras, S. (2018). State of the art of produced water treatment. *Chemosphere*, 192, pp. 186-208. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.139>

- Kurz, B.A., Stepan, D.J., Harju, J.A., Stevens B.G.; Cowan, R.M. (2011). Bakken water opportunities assessment – Phase 2: Evaluation of brackish groundwater treatment for use in hydraulic fracturing of the Bakken play, North Dakota. Final Report 2011-EERC-12-05, Energy & Environmental Research Center (EERC), University of North Dakota, USA. <https://undeerc.org/water/pdf/BakkenWaterOppPhase2.pdf>
- Lester, Y., Ferrer, I., Thurman, E.M., Sitterley, K.A., Korak, J.A., Aiken, G.; Lindena, K.G. (2015). Characterization of hydraulic fracturing flowback water in Colorado: Implications for water treatment. *Science of the Total Environment*, 512-513, pp. 637-644. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.043>
- Li, L.; Lee, R. (2009). Purification of produced water by ceramic membranes: Material screening, process design and economics. *Separation Science and Technology*, 44(15), pp. 3455-3484. <https://doi.org/10.1080/01496390903253395>
- Liden, T., Santos, I.C., Hildenbrand, Z.L.; Schug, K.A. (2018). Treatment modalities for the reuse of produced waste from oil and gas development. *Science of the Total Environment*, 643, pp. 107-118. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.386>
- Liu, D., Li, J., Zou, C., Cui, H., Ni, Y., Liu, J., Wu, W., Zhang, L., Coyte, R., Kondash, A.; Vengosh, A. (2020). Recycling flowback water for hydraulic fracturing in Sichuan Basin, China: Implications for gas production, water footprint, and water quality of regenerated flowback water. *Fuel*, 272, 117621. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.117621>
- Luek, J.L.; Gonsior, M. (2017). Organic compounds in hydraulic fracturing fluids and wastewaters: A review. *Water Research*, 123, pp. 536-548. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.012>
- MA (Ministerio de Agricultura). Decreto 1594 del 26 de junio de 1984. Ministerio de Agricultura, República de Colombia. Bogotá, 1984.
- MADS (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible). Decreto 050 del 16 de enero de 2018. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, República de Colombia. Bogotá, 2018b.
- MADS (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible). Decreto 1076 del 26 de mayo de 2015. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, República de Colombia. Bogotá, 2015b.
- MADS (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible). Resolución 1207 del 25 de julio de 2014. República de Colombia, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá, 2014a.
- MADS (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible). Resolución 0421 del 20 de marzo de 2014. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, República de Colombia. Bogotá, 2014b.
- MADS (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible). Resolución 0631 del 17 de marzo de 2015. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, República de Colombia. Bogotá, 2015a.
- MADS (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible). Resolución 0883 del 18 de marzo de 2018. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, República de Colombia. Bogotá, 2018a.
- MAVDT (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial). Resolución 909 del 5 de junio de 2008. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogotá, 2008.
- MAVDT (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial). Resolución 1543 del 6 de agosto de 2010. República de Colombia, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogotá, 2010a.
- MAVDT (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial). Decreto 3930 del 25 de octubre de 2010. República de Colombia, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogotá, 2010b.
- MME (Ministerio de Minas y Energía). Resolución 180005 del 5 de enero de 2010. República de Colombia, Ministerio de Minas y Energía. Bogotá, 2010.
- MME (Ministerio de Minas y Energía). Resolución 90341 del 27 de marzo de 2014. República de Colombia, Ministerio de Minas y Energía. Bogotá, 2014.

- Mohammad-Pajooh, E., Weichgrebe, D., Cuff, G., Tosarkani, B.M.; Rosenwinkel, K.-H. (2018). On-site treatment of flowback and produced water from shale gas hydraulic fracturing: A review and economic evaluation. *Chemosphere*, 212, pp. 898-914. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.08.145>
- Neff, J., Lee, K.; DeBlois, E.M. (2011). Chapter 1. Produced water: Overview of composition, fates, and effects. Lee, K.; Neff, J. (Ed.). Produced water: Environmental risks and advances in mitigation technologies. Springer Science, USA. pp. 3-54. ISBN: 978-1-4614-0045-5. <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-0046-2>
- Nicot, J.-P., Scanlon, B.R., Reedy, R.C.; Costley, R.A. (2014). Source and fate of hydraulic fracturing water in the Barnett shale: A historical perspective. *Environmental Science & Technology*, 48(4), pp. 2464-2471. <https://doi.org/10.1021/es404050r>
- Oetjen, K., Chan, K.E., Gulmark, K., Christensen, J.H., Blotvogel, J., Borch, T., Spear, J.R., Cath, T.Y.; Higgins, C.P. (2018). Temporal characterization and statistical analysis of flowback and produced waters and their potential for reuse. *Science of the Total Environment*, 619-620, pp. 654-664. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.078>
- Pichtel, J. (2016). Oil and gas production wastewater: Soil contamination and pollution prevention. *Applied and Environmental Soil Science*, ID 2707989, 24 p. <https://doi.org/10.1155/2016/2707989>
- Shafer, L. (2011). Water recycling and purification in the Pinedale Anticline field: Results from the Anticline Disposal Project. SPE 141448-MS. Society of Petroleum Engineers, SPE Americas E&P Health, Safety, Security, and Environmental Conference, 21-23 March, Houston, Texas, USA. <https://doi.org/10.2118/141448-MS>
- Sharma, M.M.; Yen, T.F.; Chilingarian, G.V.; Donaldson, E.C. (1985). Chapter 7 Some chemical and physical problems in enhanced oil recovery operations. Chilingarian G.V. (Advisory Editor). *Developments in petroleum science*. Elsevier Science Publishers, The Netherlands, pp. 223-249. [https://doi.org/10.1016/S0376-7361\(08\)70568-5](https://doi.org/10.1016/S0376-7361(08)70568-5)
- Siagian, U., Widodo, S., Khoiruddin, K., Wardani, A.; Wenten, I.G. (2018). Oilfield produced water reuse and reinjection with membrane. *MATEC Web of Conferences*, 156, 08005. <https://doi.org/10.1051/mateconf/201815608005>
- Silva, T.L.S., Morales-Torres, S., Castro-Silva, S., Figueiredo, J.L.; Silva, A.M.T. (2017). An overview on exploration and environmental impact of unconventional gas sources and treatment options for produced water. *Journal of Environmental Management*, 200, pp. 511-529. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.002>
- Stewart, M.; Arnold, K. (2011). Produced water treatment field manual. First Edition, Gulf Professional Publishing, USA, 244 p. e-ISBN: 978-1-856-17985-0.
- Stringfellow, W.T., Domen, J.K., Camarillo, M.K., Sandelin, W.L.; Borglin, S. (2014). Physical, chemical, and biological characteristics of compounds used in hydraulic fracturing. *Journal of Hazardous Materials*, 275, pp. 37-54. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.04.040>
- Sun, Y., Wang, D., Tsang, D.C.W., Wang, L., Ok, Y.S.; Feng, Y. (2019). A critical review of risks, characteristics, and treatment strategies for potentially toxic elements in wastewater from shale gas extraction. *Environment International*, 125, pp. 452-469. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.02.019>
- Torres, L., Yadav, O.P.; Khan, E. (2016). A review on risk assessment techniques for hydraulic fracturing water and produced water management implemented in onshore unconventional oil and gas production. *Science of the Total Environment*, 539, pp. 478-493. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.030>
- U.S.-EPA (U.S. Environmental Protection Agency). (2015). Assessment of the potential impacts of hydraulic fracturing for oil and gas on drinking water resources. External Review Draft EPA/600/R-15/047a, U.S. Environmental Protection Agency, USA, 998 p. <https://cfpub.epa.gov/ncea/hfstudy/recorddisplay.cfm?deid=244651>
- Veil, J., Puder, M., Elcock, D.; Jr. Redweik, R.J. (2004). A white paper describing produced water from production of crude oil, natural gas, and coal bed methane. U.S. Department of Energy, USA, 87 p. <https://publications.anl.gov/anlpubs/2004/02/49109.pdf>
- Veil, J.A. (2011). Chapter 29. Produced water management options and technologies. Lee, K.; Neff, J. (Ed.). Produced water: Environmental risks and advances in mitigation

- technologies. Springer Science, USA, pp. 537-571. e-ISBN: 978-1-461-40046-2. <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-0046-2>
- Vidic, R.D., Brantley, S.L., Vandenbossche, J.M., Yoxheimer, D.; Abad, J.D. (2013). Impact of shale gas development on regional water quality. *Science*, 340(6134), 1235009. <http://doi.org/10.1126/science.1235009>
- Yang, M. (2011). Chapter 2. Measurement of oil in produced water. Lee, K.; Neff, J. (Ed.). *Produced water: Environmental risks and advances in mitigation technologies*. Springer Science, USA, pp. 57-88. ISBN: 978-1-4614-0045-5. <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-0046-2>
- Zhang, Y., Mao, J., Zhao, J., Yang, B.; Zhang, Z. (2019). Research on the reuse technology of fracturing flowback fluids in fracking. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, pp. 1-7. <https://doi.org/10.1080/15567036.2019.1604885>