

DESTINO DE FARMACOS, PRODUCTOS DE CUIDADO PERSONAL Y COMPUESTOS DISRUPTORES ENDOCRINOS EN DOS PLANTAS CONVENCIONALES DE LODOS ACTIVADOS

R. Vicentín ^{*,1}, E. A. Campanella ^{1,2}

¹ INTEC (UNL –CONICET)

Güemes N°3450 – 3000 Santa Fe - Argentina

² FICH – UNL

Ruta Nacional N°168 Km 472,4 - 3000 Santa Fe - Argentina

*E-mail: rocio.vicentin@gmail.com

Resumen. Este trabajo presenta un análisis comparativo del comportamiento de fármacos y productos de cuidado personal (PPCPs) y compuestos disruptores endocrinos (EDCs) dentro de dos plantas convencionales equipadas con tratamiento primario, secundario, digestión, secado de lodos; y filtro banda. El Caso A propone la digestión aeróbica de barros y difiere del Caso B, en el que se aplicó un digestor anaeróbico. Se utilizó la simulación de procesos (SuperPro Designer) para emular el funcionamiento de las plantas, observar el comportamiento de los compuestos y comprender la influencia que tienen las condiciones operativas en los mecanismos de remoción predominantes. Se analizaron tres: volatilización, sorción y biodegradación. Se encontró que mientras el tratamiento biológico y la sorción son fuertemente dependientes de las condiciones operativas (como concentración de biomasa, edad del lodo,

* A quien debe enviarse toda la correspondencia

tiempo de retención hidráulico, temperatura); la volatilización depende principalmente de las propiedades intrínsecas de los compuestos estudiados.

Palabras clave: PPCPs y EDCs, Contaminantes Emergentes, Simulación de Procesos.

1. Introducción

Según la Confederación Farmacéutica Argentina, en el año 2012 se dispensaron a distintas farmacias 677.000.000 unidades (envases) que corresponde a fármacos, hormonas y productos de cuidado médico y personal; mientras que en la Provincia de Santa Fe la cantidad entregada fue de 54.000.000. La Confederación Farmacéutica Argentina, que agrupa Colegios, Círculos, Federaciones y Asociaciones de Farmacéuticos provinciales y brinda atención a través de más de 10.000 farmacias distribuidas en todo el país, realizó en abril de 2012 una encuesta en las Ciudades de Buenos Aires y Córdoba que mostró datos preocupantes sobre el comportamiento de la sociedad frente a la adquisición y uso de fármacos. Según Alder et al. (2006) el promedio mundial anual de consumo de fármacos per cápita se estima en alrededor de 15 g; y en los países industrializados, se espera un valor entre 50 y 150 g. Tal consumo, implica la liberación de una fracción más o menos activa, que llega a los ambientes naturales (aguas superficiales y subterráneas, suelos, etc.); fundamentalmente debido a la ausencia o ineficiencia del sistema sanitario que sumado a la vulnerabilidad del medio, representan un riesgo para la sociedad, la economía y el ambiente. Por ejemplo, aproximadamente el 72% de la Carbamacepina administrada por vía oral es absorbida, mientras que el 28% no se modifica y se descarga a través de las heces (RxList, 2006). Dicho fármaco es muy usado para el tratamiento de una amplia variedad de trastornos mentales y posee gran importancia ambiental por su elevada persistencia a la degradación biológica. De esta manera, a distintas escalas, la ocurrencia en el ambiente de fármacos y productos de cuidado personal (Pharmaceutical and Personal Care Products, PPCPs) y compuestos disruptores endocrinos (Endocrine Disrupting Compounds, EDCs), viene siendo reconocida y estudiada desde hace algunos años. Las fuentes más comunes son las descargas de aguas residuales domésticas e industriales y

la aplicación sobre el terreno de aguas y barros que reciben tratamiento en plantas depuradoras y no están preparadas para remover este tipo de compuestos emergentes, ya que no están regulados en la legislación. En este trabajo se presenta un estudio basado en la simulación de dos casos para determinar la remoción de PPCPs y EDCs en los reactores biológicos de las plantas de tratamiento de líquidos cloacales

2. Metodología

Se utilizó el simulador de procesos SuperPro Designer en su versión 7.0, (Intelligen, Inc.) para modelar los procesos. Las configuraciones simuladas (Casos A y B), fueron diseñadas para tratar un caudal medio aproximado de 2.000 m³/h. Ambas alternativas están equipados con: 3 Desarenadores, 4 Tanques de Aireación; 4 Clarificadores Secundarios; 2 Espesadores de Lodos; 1 Filtro Banda; y difieren en que el Caso A (Ver Fig. 1) posee 1 Digestor Aeróbico, mientras el Caso B cuenta con 3 Digestores Anaeróbicos de lodos (Ver Fig. 2).

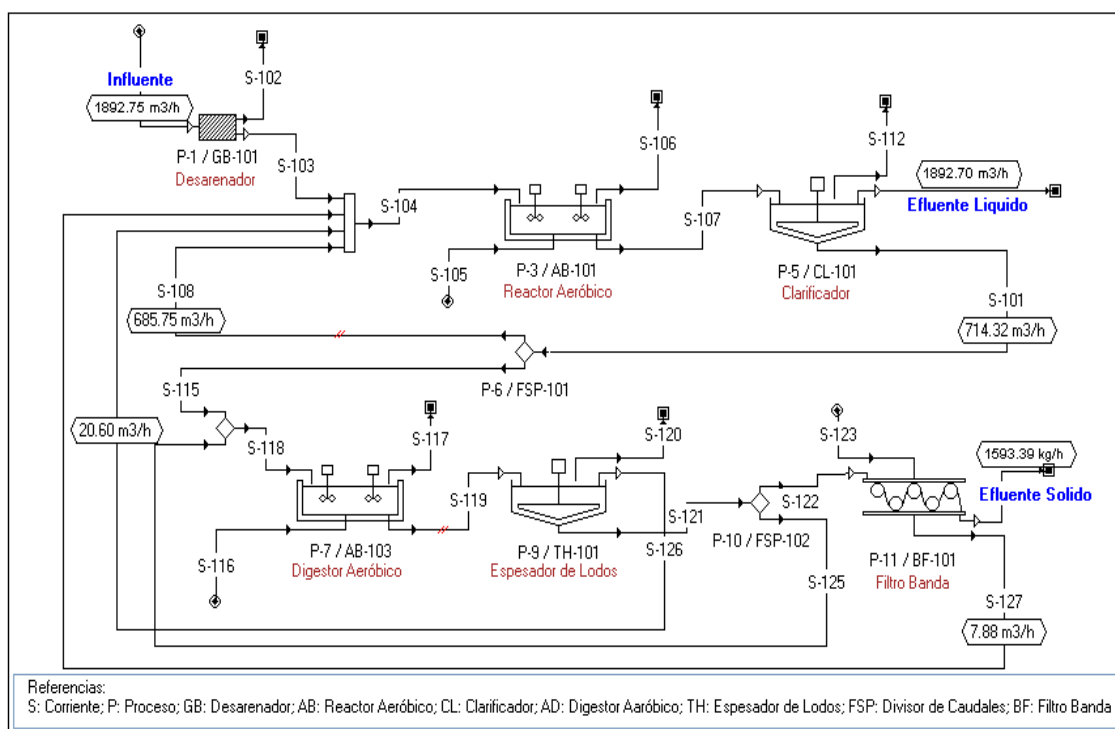


Fig. 1: Planta de tratamiento de aguas residuales – Caso A

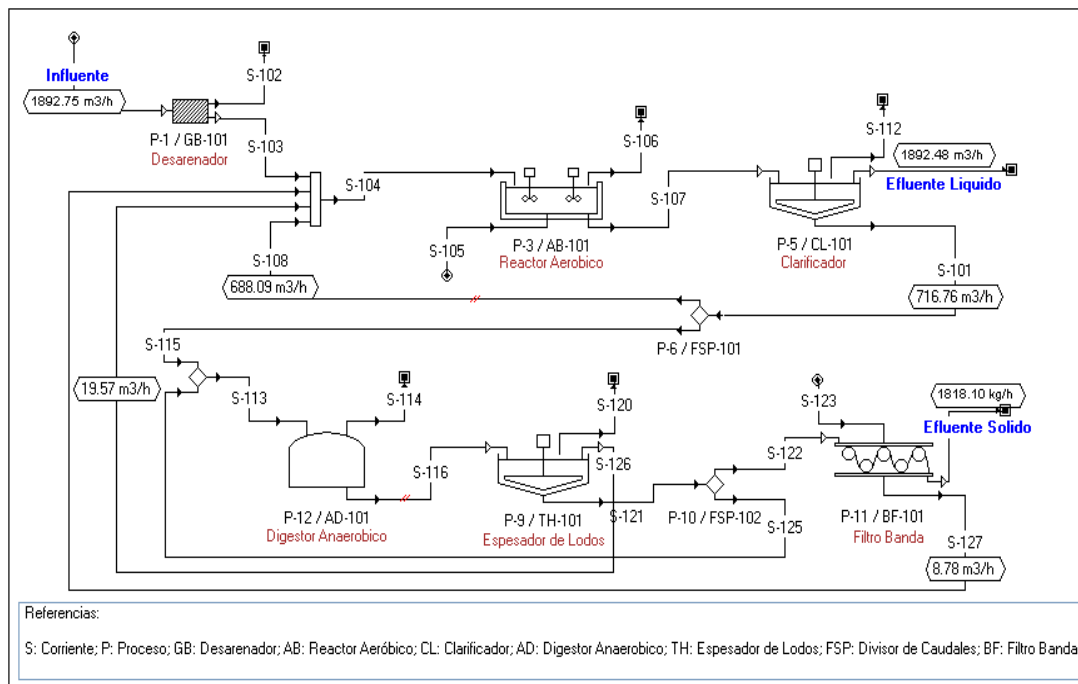


Fig. 2: Planta de tratamiento de aguas residuales – Caso B

La Tabla 1 presenta los principales parámetros de diseño para cada caso. Debe destacarse que se optó por el método de simulación de diseño, donde los volúmenes de los reactores no se fijaron sino que se calcularon a partir del tiempo de residencia establecido en la simulación.

La composición típica de la corriente de entrada (Influente) se definió a partir del ejemplo que presenta el software para el caso de aguas residuales municipales (con un caudal influente $Q = 45,425 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$; y una concentración típica presentada en la Tabla 2).

Tabla 1: Principales parámetros de diseño adoptados

Caso A		Caso B	
AB-101		AB-101	
Volumen Útil (m^3)	3910	Volumen Útil (m^3)	3893
HRT (h)	6	HRT (d)	6
SRT (d)	4,2	SRT (d)	3,7
AB-103		AD-101	
Volumen Útil (m^3)	2124	Volumen Útil (m^3)	10780
HRT (d)	21,2	HRT (d)	29
SRT (d)	8,8	SRT (d)	15

Tabla 2. Composición típica de la corriente de entrada

Propiedad	Concentración (mg/l)
DQO	435.25
DBO ₅	226.26
Sustrato (Materia orgánica soluble y biodegradable)	105
Sólidos disueltos totales no biodegradables (TDS)	306
Sólidos suspensos fijos no biodegradables (FSS)	60
Nitrito/nitrato (NO ₃)	2.6
Amoníaco (NH ₃ /NH ₄ disuelto)	21
Dióxido de Carbono (en las formas HCO ₃ o H ₂ CO ₃)	51
Biomasa heterótrofa activa (X _{vss-h})	53
Biomasa muerta (X _{vss-i})	51
Biomasa autótrofa activa (X _{vss-n})	3

Adicionalmente selecciono un grupo de dieciséis contaminantes emergentes, incluidos fármacos de diversas categorías terapéuticas (Carbamacepina, CBZ; Diazepam, DZD; Ibuprofeno IBF; Diclofenac, DCF; Naproxeno, NPX; Benzafibrato, BZF; Iopromida, IPM; Sulfamethoxazol, SMX; Roxitromicina, ROX; Paracetamol, PCM), productos de cuidado personal (Galaxolida, HHCB y Tonalida AHTN) y compuestos disruptores endocrinos (Estrona, E1; 17- α etinilestradiol, EE2; Triclosan, TCS; Bisfenol A, BPA). La selección de los mismos se debe a que son los más estudiados por su carácter tóxico y/o uso; y las concentraciones se definieron como promedio de diversos trabajos científicos actuales que reconocen el ingreso de los mismos a las plantas depuradoras. La Clasificación de los PPCPs y EDCs estudiados y las propiedades utilizadas en la simulación se resumen en la Tabla 3.

Tabla 3. Clasificación de compuestos estudiados, concentración y propiedades

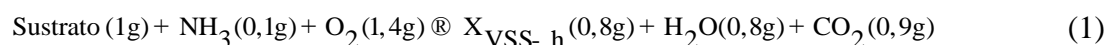
Grupo	Categoría	Abrev.	Nombre	Conc.	k_{bio}	K_d	Const ant Henry	k_{ana}
				Influyente promedio				
				($\mu\text{g/l}$)	(l/gSS d)	(l/kg)	(H)	(h^{-1})
PPCPs	Fragancias	HHCB	Galaxolida	2.51	0.05	1807	0.005	4.4E-04
	Sintéticas	AHTN	Tonalida	0.988	0.03	2372	0.005	3.1E-04
	Antiepiléptico	CBZ	Carbamacepina	0.93	0.01	1.2	<10-5	0.0E+00
	Tranquilizante	DZD	Diazepam	0.47	0.03	21.1	<10-5	6.8E-05
	Anti- inflamatorios/	IBF	Ibuprofeno	15.47	23	7.1	<10-5	6.1E-05
	Analgésicos	DCF	Diclofenaco	1.273	0.25	16	<10-5	4.4E-04
		NPX	Naproxeno	8.105	1.15	13	<10-5	1.1E-03
	Regulador de Lípidos	BZF	Benzafibrato	3.652	4	sin dato	<10-5	6.6E-06
	Medio de contraste	IPM	Iopromida	3.529	1.5	11	<10-5	2.7E-04
	Antibióticos	SMX	Sulfametoxazol	0.164	0.05	260	<10-5	1.7E-03
		ROX	Roxitromicina	0.058	0.35	170	<10-5	1.4E-03
	Analgésico	PCM	Paracetamol	20.6	79	sin dato	<10-5	sin dato
	Hormona natural	E1	Estrona	0.56	250	250	<10-5	sin dato
	Hormona sintética	EE2	17- α etinilestradiol	0.153	7.5	391.5	<10-5	9.8E-04
EDCs	Antiséptico	TCS	Triclosan	1.305	199.95	247.55	<10-5	2.6E-04
	Utilizado en la fabricación de polímeros, retardante de fuego,etc.	BPA	Bisfenol A	2.683	2.42	263	<10-5	1.6E-04

3. Procesos involucrados en la simulación

En los reactores se produce degradación aeróbica del sustrato, la biomasa y los PPCPs y EDCs; nitrificación y digestión anaeróbica del sustrato, la biomasa y PPCPs y EDCs.

3.1. Degradación del sustrato

El sustrato se consume junto con los nutrientes removidos NH_3 y Oxígeno O_2 para formar biomasa heterotrófica X_{VSS-h} , H_2O y CO_2 , como se aprecia en la Ec. (1):



La cinética de la Ec. (1) está dada por la Ec. (2):

$$r_s = -k \times S \times B \times O \quad (2)$$

Donde,

k es un término constante, para el que se adoptó $0,8 \text{ mgSustrato/mgX}_{vss-h} \cdot h$. A temperatura diferente de 20°C , se corrige con un coeficiente igual a 1.04.

S : término referido al sustrato. Si se supone una cinética de Monod, toma la forma de la Ec. (3):

$$S = \frac{[S]}{K_s + [S]} \quad (3)$$

Donde,

$[S]$: Concentración del sustrato.

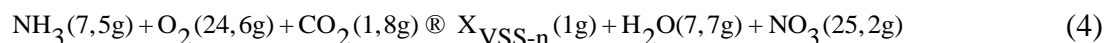
K_s : Constante de semisaturación, para la que se adoptó 5 mgSustrato/l .

B : término correspondiente a la biomasa. Se toma como igual a la concentración de biomasa heterótrofa X_{vss-h} .

O : término que no está relacionado con los anteriores. Como no interviene otro agente se adopta igual a 1.

3.2. Nitrificación

Consiste en la conversión del amoníaco NH_3 a nitrato NO_3 por acción bacteriana X_{vss-n} . El proceso se da en dos fases que se simplifican en la Ec. (4):



Una gran cantidad de alcalinidad se consume (8.64 g HCO_3 se convierten en H_2CO_3 por gramo de NH_3 oxidado), sin embargo, se expresa el carbono neto consumido en forma de CO_2 . La cinética se expresa de la misma manera que para el sustrato, Ver Ec. (5):

$$r_s = -k \times S \times B \times O \quad (5)$$

Donde,

k es un término constante, para el que se adoptó $0,04 \text{ mgNH}_3/\text{mgX}_{\text{vss-n}} \cdot \text{h}$. A temperatura diferente de 20°C , se corrige con un coeficiente igual a 1.04.

S: termino referido al NH_3 . Si se supone una cinética de Monod, se emplea la Ec. (3).

Donde,

[S]: Concentración de NH_3 .

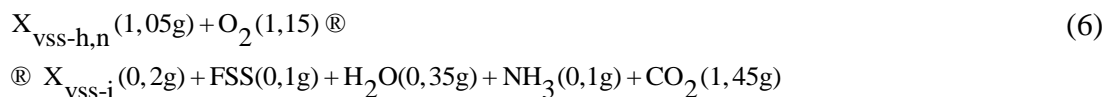
K_s : Constante de semisaturación, para la que se adoptó $1,4 \text{ mg NH}_3/\text{l}$.

B: término correspondiente a la biomasa. Se toma como igual a la concentración de biomasa nitrificante $X_{\text{vss-n}}$.

O: término q no está relacionado con los anteriores. Como no interviene otro agente se adopta igual a 1.

3.3. Decaimiento de biomasa

Parte de la biomasa activa $X_{\text{vss-h}}$ y $X_{\text{vss-n}}$ se oxida y como resultado se obtiene biomasa muerta $X_{\text{vss-i}}$ que representa la parte de la biomasa no biodegradable y que además que no interviene en los procesos bioquímicos. La Ec. (6) representa la relación entre biomasa heterotrófica/nitrificante y muerta.



Ambas reacciones siguen un camino cinético de primer orden respecto de la biomasa, como se indica en la Ec. (7):

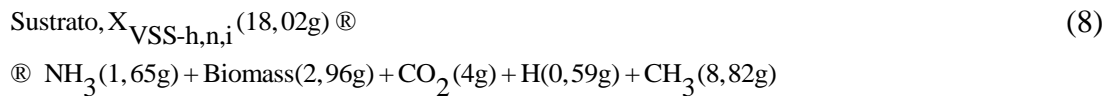
$$r_s = -k \times S \quad (7)$$

k es un término constante, para el que se adoptó $0,02 \text{ 1/h}$. A temperatura diferente de 20°C , se corrige con un coeficiente igual a 1.04.

S: Término referido al sustrato. Si se supone una cinética de primer orden S es simplemente la concentración de biomasa nitrificante X_{VSS-n} o heterótrofa X_{VSS-h} .

3.4. Digestión Anaeróbica del Sustrato y la Biomasa X-VSS-h, n, i

Las siguientes ecuaciones representan la digestión anaeróbica que ocurre en AD-101 del Caso B. La Ec. (8) es para el sustrato para la biomasa $X_{VSS-h, i, n}$.



La cinética de la Ec. (8) está dada por la Ec. (9):

$$r_s = -k \times S \times B \times O \quad (9)$$

k es un término constante, para el que se adoptó $0,0146 \text{ mgSustrato, } X_{VSS-h, i, n} / \text{mgBiomass-h}$. A diferente temperatura, se corrige con un coeficiente igual a 1.2.

S: término referido al sustrato. Si se supone una cinética de Monod la expresión resulta igual a la Ec. (3).

Donde,

[S]: Concentración del Sustrato, $X_{VSS-h, i, n}$.

K_s : Constante de semisaturación, para la que se adoptó $160 \text{ mgSustrato, } X_{VSS-h, i, n} / l$.

B: término correspondiente a la biomasa nueva producida "Biomass".

O: término q no está relacionado con los anteriores. Como no interviene otro agente se adopta igual a 1.

3.5. Degradación Aeróbica de PPCPs y EDCs

Dada la composición química de los compuestos orgánicos emergentes, se adoptaron las mismas estequiometrias de reacción que involucran a la materia orgánica carbonácea. Los PPCPs y EDCs se consumen junto con los nutrientes removidos NH_3 y O_2 para formar biomasa heterotrófica X_{VSS-h} , H_2O y CO_2 .

De acuerdo con experimentos batch, la degradación biológica aeróbica puede ser representada mediante una cinética de pseudo-primer orden (Poseidón, 2004).

Con los valores de k_{bio} publicados en la Tabla 3, se simuló la biodegradación que ocurre en el reactor aeróbico (Caso A y B) y el digestor aeróbico de lodos (Caso A).

3.6. Digestión Anaeróbica de PPCPs y EDCs

Nuevamente, dada la composición química de los compuestos orgánicos emergentes, se adoptaron las mismas estequiometrias de reacción que involucran a la materia orgánica carbonácea. En la Ec. (8), la biomasa $X_{VSS-h,n,i}$ y el Sustrato se reemplazan por los PPCPs y EDCs para formar NH_3 , biomasa nueva, CO_2 , H_2 y CH_4 . La cinética está dada por una ecuación de primer orden, en la que la constante de digestión anaeróbica fue calculada a partir de los porcentajes de remoción biológica encontrados en la bibliografía (Caballa et al., 2007; Jelic et al., 2011; Narumiya et al., 2013; Samaras et al., 2013). Con los valores de k_{ana} publicados en la Tabla 3 se simuló la biodegradación que ocurre en el reactor anaeróbico.

4. Resultados y Discusión

4.1. Caso A

Los resultados de la simulación para la planta de tratamiento de la Fig. 1 (Caso A), se presentan en la Tabla 4. Con valores de K_d de la bibliografía, se encontró que la sorción ocurre principalmente en el reactor aeróbico (AB-101), donde se obtiene la máxima producción de biomasa. Los porcentajes de sorción obtenidos no fueron significativos (<10% en todos los casos) y esto se explica por un lado, por la baja producción de biomasa ($65,7 \text{ g/m}^3$ en los reactores) respecto a los valores típicos ($200\text{-}400 \text{ g/m}^3$) y por otro, por los valores bajos de K_d de los compuestos analizados. Para plantas de tratamiento municipales con una producción típica, las sustancias con $K_d > 500 \text{ L kgSS}^{-1}$ como el caso de las fragancias hidrofóbicas: Galaxolida ($K_d = 1.807 \text{ L kgSS}^{-1}$) y Tonalida ($K_d = 2.372 \text{ L kgSS}^{-1}$), se sorben considerablemente (> 10%) y puede ser un mecanismo de remoción relevante (Poseidón, 2004).

En lo que respecta a la biodegradación en la corriente líquida, el IBF, el PCM, la E1, la EE2 y el TCS se remueven casi por completo (>70%); sin embargo, bajo las condiciones simuladas, la mayoría se presentaron resistentes (se remueve entre 30-50%) y muy resistentes (entre 0-30%), lo cual implica la descarga con los líquidos cloacales tratados, de gran cantidad de compuestos emergentes a ambientes naturales.

Un resultado importante, es la dependencia de la concentración de sólidos en suspensión en el reactor y en el digester de lodos para la degradación de DCF, NPX, IPM, ROX, EE2 y BPA; mientras en el reactor, con una concentración 1,4 gSS / L (baja respecto a la típica de 3,5 gSS / L), se alcanzan remociones muy inferiores al 55%; en el digester aeróbico, con una concentración típica de 10,2 gSS / L (también inferior respecto a la típica de 20 gSS / L), se logra la máxima remoción que supera en la mayoría de los casos el 65% (Ver Tabla 4).

Por último, la volatilización, no constituye un proceso de remoción relevante para los PPCPs y EDCs ya que presentan bajos coeficiente de Henry ($<10^{-5}$) (Ver Tabla 3). Inclusive, los almizcles sintéticos con coeficientes mayores, no alcanzan valores superiores al 2% en los bioreactores de ambos casos y al 5% en los digestores aeróbicos. Por esta razón, la volatilización no se consideró un proceso de remoción apreciable.

Tabla 4. Resultados Obtenidos para el Caso A

PPCP / EDC	Reactor Biológico			Digester Biológico de Lodos			Salidas		
	Concentración (µg/l)	Remoción (%)	Concentración (µg/l)	Remoción (%)	Concentración (µg/l)	Remoción (%)	Concentración (µg/l)		
	Influyente Prom.	Entrada (S-104)	Salida (S-107)	AB-101	Entrada (S-118)	Salida (S-119)	AB-103	Liquid Efl	Solid Efl
HHCB	2.510	2.361	2.278	3.5	1.050	0.680	35.2	2.278	0.486
AHTN	0.988	0.925	0.901	2.6	0.472	0.362	23.4	0.901	0.258
CBZ	0.93	0.923	0.920	0.3	0.754	0.706	6.3	0.920	0.507
DZD	0.47	0.464	0.460	0.9	0.298	0.243	18.5	0.460	0.173
IBF	15.47	11.551	1.223	89.4	0.347	0.000	100	1.226	0.001
DCF	1.273	1.216	1.114	8.4	0.402	0.124	69.3	1.118	0.090
NPX	8.105	7.209	5.068	29.7	1.528	0.134	91.2	5.082	0.098
BZF	3.652	2.964	1.201	59.5	0.346	0.009	97.3	1.204	0.007
IPM	3.529	3.081	1.987	35.5	0.590	0.041	93.1	1.993	0.030
SMX	0.164	0.160	0.157	1.8	0.084	0.058	31.1	0.158	0.041
ROX	0.058	0.055	0.049	11.4	0.016	0.004	75.9	0.049	0.003
PCM	20.6	15.088	0.503	96.7	0.142	0.000	100	0.504	0.000
E1	0.56	0.408	0.004	98.9	0.000	0.000	-	0.004	0.000
EE2	0.153	0.119	0.032	73.4	0.009	0.000	100	0.032	0.000
TCS	1.305	0.951	0.013	98.6	0.004	0.000	100	0.014	0.000
BPA	2.683	2.259	1.224	45.8	0.351	0.015	95.6	1.235	0.011

4.2. Caso B

Similar a lo que ocurre en el reactor AB-101 del Caso A (Ver Fig. 1), en el reactor aeróbico AB-101 del Caso B (Ver Fig. 2), la degradación biológica de algunos compuestos es muy inferior al 55%, mientras que para otros, sus porcentajes de remoción superan el 90%. En cuanto al porcentaje removido de la corriente líquida por sorción, no supera el 15% para ningún compuesto, siendo las fragancias HHCB (10,7%) y AHTN (13, 7%) las que más afinidad presentan para este mecanismo.

La digestión anaeróbica, es uno de los métodos más utilizados para la estabilización de lodos, además de reducir la carga orgánica y los agentes patógenos; se presenta como un método muy atractivo, pues permite recuperar energía y recursos. En AD-101 (Ver Fig. 2) la remoción biológica de PPCPs y EDCs, se clasifico en 5 grupos: (i) Muy alta, >85%: NPX, SMX, ROX, EE2; (ii) Alta, >60%: DCF, AHTN y HHCB, (iii) Media, entre 40-60%: IBF, DZD; (iv) Baja, -20%: IPM, TCS, BPA; (v) Nula, 0%: CBZ.

Sobre la partición solido-líquido de dichos compuestos se espera que, por tratarse de tratamiento de lodos (elevada concentración de sólidos), se trate un fuerte mecanismo de remoción de PPCPs y EDCs de la corriente líquida; y el lodo, un importante sumidero de los mismos. Sin embargo, el software ofrece limitaciones para emular este mecanismo en el digestor anaeróbico de lodos.

Por último, no se consideró volatilización en el digestor anaeróbico por tratarse de un equipo cerrado a la atmósfera, en el que no hay ingreso de aire.

5. Conclusiones

Se simuló dos casos con SuperPro Designer, poniendo énfasis en los mecanismos predominantes de remoción de PPCPs y EDCs; y la influencia que sobre los mismos tienen las condiciones operativas (concentración de biomasa, edad del lodo, tiempo de retención hidráulico y temperatura). Los resultados permiten discutir lo que ocurre con los PPCPs y EDCs compuestos dentro de una planta convencional de lodos activados. Bajo la configuración simulada en el Caso A, el principal mecanismo de remoción es la biodegradación/biotransformación; lo cual es positivo si se tiene en cuenta que el contaminante no cambia de fase únicamente, trasladando el problema a otros ambientes.

Si bien la remoción es baja para algunos compuestos, la misma podría mejorarse aumentando la concentración de sólidos hasta valores típicos para este tipo de plantas. En el Caso B, se incorporó la digestión anaerobia de lodos, uno de los principales métodos de estabilización de lodos para la reducción de la carga orgánica y agentes patógenos. Además, como es una alternativa atractiva para recuperar de energía y otros recursos, ganará importancia en futuras plantas de tratamiento de líquidos residuales. La biodegradación es un fuerte mecanismo de eliminación de PPCPs y EDCs, la volatilización no se tiene en cuenta en este equipo y sobre la sorción se requiere seguir trabajando para conocer la distribución de los compuestos estudiados entre la fase sólida y líquida; y su dependencia de las condiciones operativas.

Reconocimientos

Este trabajo ha sido apoyado económicamente por la Universidad Nacional del Litoral y CONICET a través del programa de Becas Internas de Postgrado del CONICET y de subsidios a proyectos de investigación.

Referencias

- Alder A. C., Bruchet A., Carballa M., Clara M., Joss A., Löffler D., McArdell C. S., Miksch K., Omil F., Tuhkanen T., Ternes T.A. (2006). Consumption and occurrence. In: Ternes TA, Joss A (eds) Human pharmaceuticals, hormones and fragrances. The challenge of micropollutants in urban water management. *IWA Publishing*, London, pp 15
- Carballa M., Omil F., Lema J.M., Llompart M., Garcia-Jares C., Rodriguez I., Gómez M.J., Ternes T.A. (2004). Behavior of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant, *Water Res.* 38, 2918–2926
- Carballa, M., Omil, F., Ternes, T., Lema, J.M., (2007). Fate of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) during anaerobic digestion of sewage sludge. *Water Res.* 41, 2139.
- Clara M., Strenn B., Gans O., Martinez E., Kreuzinger N., Krois H. (2005). Removal of selected pharmaceuticals, fragrances and endocrine disrupting compounds in a membrane bioreactor and conventional wastewater treatment plants, *Water Res.* 39, 4797.
- COFA. Confederación Farmacológica Argentina. <http://www.cofa.org.ar/>
- Joss, A., Keller, E., Alder, A.C., Gobel, A., McArdell, C.S., Ternes, T., Siegrist, H. (2005). Removal of pharmaceuticals and fragrances in biological wastewater treatment. *Water Res.* 39 (14), 3139.
- Jelic, A., Gros, M., Ginebreda, A., Cespedes-Sanchez, R., Ventura, F., Petrovic, M., Barcelo, D. (2011). Occurrence, partition and removal of pharmaceuticals in sewage water and sludge during wastewater treatment. *Water Res.* 45, 1165.
- Joss A., Zabczynski S., Gobel A., Hoffmann B., Löffler D., McArdell C. S., Ternes T. A., Thomsen A., Siegrist H. (2006). Biological degradation of pharmaceuticals in municipal wastewater treatment: Proposing a classification scheme, *Water Res.* 40, 1686.

- Narumiya, M., Nakada, N., Yamashita, N., Tanaka, H., 2013. Phase distribution and removal of pharmaceuticals and personal care products during anaerobic sludge digestion. *J. Hazard. Mater.* 260, 305.
- Project acronym Poseidon (2004). Assessment of technologies for the removal of pharmaceuticals and personal care products in sewage and drinking water facilities to improve the indirect potable water reuse. <http://www.eu-poseidon.com>.
- RxList, 2006. The internet drug index. <http://www.rxlist.com>.
- Samaras V. G., Stasinakis A. S., Mamais D., Thomaidis N. S. , Lekkas T. D. (2013). Fate of selected pharmaceuticals and synthetic endocrine disrupting compounds during wastewater treatment and sludge anaerobic digestion, *J. Hazard. Mater.* 244–245, 259.
- Stasinakis, A. S. (2012). Review on the fate of emerging contaminants during sludge anaerobic digestion, *Bioresour. Technol.* 121, 432.
- SuperPro Designer® User's Guide. (2006). Intelligen, Inc. www.intelligen.com.