

Empleo de Filtralite para eliminar Ni en aguas de escorrentía urbana: una modelación numérica para la gestión sostenible del agua en las ciudades

Use of Filtralite to remove nickel in urban runoff water: A numerical modelling for sustainable water management in cities

Marlon Mederos^{1*}, Concepcion Pla², Javier Valdes-Abellan³ y David Benavente^b

^aDepartamento de Ingeniería Civil, Universidad de Alicante, Calle San Vicente del Raspeig s/n, Alicante, España.

^bDepartamento de Ciencias de la Tierra y del Medio Ambiente, Universidad de Alicante, Calle San Vicente del Raspeig s/n, Alicante, España.

E-mail: ^{a1}marlon.mederos@ua.es, ^{a2}c.pla@ua.es, ^{a3}javier.valdes@ua.es, ^bdavid.benavente@ua.es

*Autor para correspondencia

Recibido: 14/05/2024

Aceptado: 30/07/2024

Publicado: 31/10/2024

Citar como: Mederos, M., Pla, C., Valdes-Abellan, J., Benavente, D. 2024. Use of Filtralite to remove nickel in urban runoff water: A numerical modelling for sustainable water management in cities. *Ingeniería del agua*, 28(4), 237-245. <https://doi.org/10.4995/ia.2024.21731>

RESUMEN

Este estudio se centra en la gestión de sistemas de drenaje urbano capaces de reducir la contaminación de las aguas pluviales. Se enfoca en la eliminación de níquel (Ni), presente en las aguas de escorrentía urbana, debido a su toxicidad y posible acumulación en los organismos vivos. Se plantean ensayos en columnas de laboratorio utilizando Filtralite como material filtrante. Se emplea el módulo HP1 para calibrar un modelo que analiza el transporte y eliminación de este metal pesado. Se observa que la interacción entre el material y la disolución contaminada aumenta el pH, lo que provoca la precipitación de hidróxido de Ni en los primeros nodos de la columna. Los resultados indican que la concentración del contaminante en la disolución depende directamente del pH. En condiciones ácidas, el Ni permanece en la disolución, pero a partir de un pH de 7.5, comienza su eliminación, hasta desaparecer para valores superiores a 11.

Palabras clave | columna; hidróxido de Ni; HP1; metal pesado; pH; transporte.

ABSTRACT

This study focuses on the management of urban drainage systems designed to reduce stormwater pollution. It emphasizes the removal of nickel (Ni), found in urban runoff water, due to its toxicity and potential accumulation in living organisms. Laboratory column tests are proposed using Filtralite as the filtration material. The HP1 module is utilized to calibrate a model that analyzes the transport and elimination of this heavy metal. It was observed that the interaction between the material and the contaminated solution increases the pH, leading to the precipitation of nickel hydroxide in the initial nodes of the column. The results indicate that the concentration of the contaminant in the solution is directly dependent on the pH. Under acidic conditions, Ni remains in solution, but beginning at a pH of 7.5, its elimination starts, and it completely precipitates for pH values above 11.

Key words | column; Ni hydroxide; HP1; heavy metal; pH; transport.

INTRODUCCIÓN

La escasez de agua, especialmente en zonas semiáridas, junto con el crecimiento poblacional, exige la conservación de las fuentes de agua existentes y el fomento del uso de aguas regeneradas de origen industrial, agrario y doméstico. Con el crecimiento poblacional y la urbanización de las cuencas, el terreno se vuelve impermeable, dificultando la infiltración de agua y aumentando la escorrentía superficial (Wang *et al.*, 2017). Esta escorrentía arrastra metales pesados presentes en los suelos, carreteras, techos y pavimentos hacia las aguas superficiales. Los metales, que pueden llegar a ser tóxicos en bajas concentraciones y no degradables en el ambiente, se acumulan en los organismos vivos, representando un riesgo para la salud humana (Ricco *et al.*, 2015). Además, las actividades industriales y de transporte contribuyen a aumentar los niveles de estos metales en las aguas. Por tanto, es crucial eliminar estos contaminantes del medio ambiente. El detrimento de la calidad del agua debido al deficiente control de las aguas de escorrentía urbana es la causa fundamental de la contaminación difusa del medio acuático (Zgheib *et al.*, 2012). Para proteger el medio ambiente, se están implementando estrategias para regenerar el agua de escorrentía, eliminando contaminantes como los metales pesados. Este enfoque de regeneración del agua no solo ayuda a preservar los recursos hídricos, sino que también contribuye a la reducción de la contaminación metálica en nuestros ecosistemas.

El Ni es un elemento que se encuentra en pequeñas cantidades en el medio ambiente, pero puede hallarse en diversas aplicaciones, como complemento del acero y otras aleaciones metálicas. Su consumo directo o indirecto tiene severas repercusiones en la salud humana. Su ingesta puede provocar un aumento de los glóbulos rojos y de ciertas proteínas que afectan los riñones (Izquierdo, 2010). También puede ocasionar erupciones cutáneas debido a la reacción alérgica como resultado de un contacto prolongado con este metal (Zamarripa, 2011). Si se respira por un largo periodo de tiempo, puede originar bronquitis crónicas o lesionar gravemente los pulmones (Alomá-Vicente *et al.*, 2013). La Agencia Internacional de Investigación del Cáncer de Estados Unidos ha señalado que algunos productos derivados del níquel son carcinogénicos para los humanos (ATSDR, 2005), por lo que se considera necesario eliminarlo del medio o al menos reducir significativamente su concentración.

Un nuevo enfoque para la gestión de los caudales de escorrentía urbana surge con el objetivo de reducir progresivamente los vertidos y la contaminación de estos y garantizar un suministro eficiente, adaptándose así a la normativa sobre Vertidos Líquidos Industriales al Sistema Integral de Saneamiento (BOE/312, 1993). Este enfoque se basa en la aplicación de los Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS). El uso de los SUDS, como elementos filtrantes para reducir la carga contaminante existente en los caudales de escorrentía urbana, es un aspecto que no se ha investigado en detalle y que se debería plantear como una buena práctica ambiental a implementar en las ciudades. La integración de los SUDS en las ciudades permite estar en correspondencia con las líneas 3, 6 y 11 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS). En relación con el objetivo 3, que busca garantizar una vida saludable y promover el bienestar para todos, la eliminación de metales pesados de las aguas superficiales reduce la exposición humana a sustancias tóxicas, contribuyendo a la salud pública. En cuanto al objetivo 6, que pretende garantizar la disponibilidad y gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos, el empleo de los SUDS se basa en la importancia de la regeneración del agua y la eliminación de contaminantes para preservar las fuentes de agua disponibles. Finalmente, en relación con el objetivo 11, que busca hacer que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles, el manejo adecuado de las aguas de escorrentía urbana y la reducción de la contaminación difusa son esenciales para lograr ciudades más sostenibles y seguras para sus habitantes. La existencia de pavimentos permeables, los cuales han demostrado su efectividad en la disminución de la carga contaminante de los caudales, permite un drenaje sostenible de las aguas de escorrentía urbana generadas. De igual forma, el uso de determinados materiales de desecho instalados en los SUDS mejora la calidad del agua recogida (Ghadim y Hin, 2017). Los elementos filtrantes actúan como barreras reactivas, consiguiendo la retención de los metales pesados que entran disueltos en los efluentes. Estos contaminantes, debido a cambios en las condiciones del medio, precipitan y se transforman en iones metálicos sólidos que quedan adsorbidos o retenidos en la matriz granular. La eficiencia de estas técnicas ha sido demostrada en otros campos de estudio (Hong *et al.*, 2016), por lo que su traslado al empleo en SUDS puede dar resultados satisfactorios.

Sin embargo, el material empleado debe ser adecuado y se deben tener en cuenta los posibles problemas que disminuyen la eficiencia del tratamiento del agua contaminada, como son la disolución del material empleado o la alteración física del material reactivo, lo cual puede causar la reducción de su permeabilidad. Entre los materiales filtrantes, el empleo de agregados ligeros (LWA-*LowWeight Aggregates*) ha mostrado resultados alentadores. La conductividad hidráulica y porosidad de los agregados

ligeros, como el Filtralite¹, garantizan los rendimientos hidráulicos requeridos para el empleo de estos en infraestructuras urbanas como los SUDS (Johansson, 1997). Su uso puede ser diverso dentro de la descontaminación de los volúmenes de agua, desde la mejora de la calidad de la escorrentía (Vijayaraghavan y Badavane, 2017), hasta el tratamiento de aguas residuales (Camaño *et al.*, 2019). El Filtralite, como material seleccionado debido a los grandes resultados demostrados en la eliminación de metales pesados (Pla *et al.*, 2021b), posee excelentes propiedades hidráulicas, siendo un candidato idóneo para su implementación en SUDS reales (Mlih *et al.*, 2020). Incluso frente a otros agregados ligeros, como la Arlita, ha mostrado mejores resultados en la eliminación de metales pesados (Pla *et al.*, 2021b).

El entendimiento detallado de la dinámica de los agentes contaminantes puede ser fundamental para la creación de tácticas más eficaces en la gestión de la pureza del agua y la salvaguarda del entorno natural. El programa HYDRUS-1D facilita la simulación numérica del desplazamiento de solutos en medios porosos con variados niveles de saturación. La ecuación gobernante que HYDRUS-1D resuelve es la ecuación de Richards, aplicada al flujo de agua en estados de saturación e insaturación (Simunek *et al.*, 2005). Por otro lado, el software PHREEQC versión 3.4 es capaz de llevar a cabo una diversidad de cálculos geoquímicos gracias a la incorporación de múltiples modelos acuosos. Entre las operaciones que PHREEQC puede ejecutar se incluyen: (1) cálculos de especiación e índices de saturación (IS); (2) cálculos de reacciones discontinuas y transporte unidimensional con reacciones reversibles e irreversibles, que abarcan equilibrios acuosos, complejación superficial e intercambio iónico, por mencionar algunos; y (3) modelado inverso, que identifica conjuntos de transferencias de moles minerales y de gas que justifican las diferencias en la composición del agua dentro de los límites de incertidumbre especificados (Appelo y Postma, 2005). Para la realización de los cálculos mencionados, se utilizan modelos como los de asociación iónica, del Laboratorio Nacional Lawrence Livermore (LLNL) y WATEQ4F, el modelo de interacción iónica específico de Pitzer y el modelo acuoso Teoría de Interacción Iónica Específica (SIT) (Parkhurst y Appelo, 2013).

El objetivo de este estudio es analizar la sensibilidad del Filtralite, una tecnología propuesta para su aplicación en los SUDS, a las variaciones de pH durante la eliminación de Ni en aguas pluviales urbanas. Se proporciona un resumen de las características físicas y químicas del LWA elegido y se describe el modelo experimental. Este modelo consiste en ensayos de flujo continuo a escala de laboratorio, utilizando columnas rellenas de Filtralite, por las cuales circula una disolución contaminada con Ni. Para analizar la variación de Ni en la disolución, se emplea un modelo numérico previamente calibrado y optimizado (Mederos *et al.*, 2024). Este modelo facilita diversas simulaciones numéricas que profundizan en el estudio de los procesos geoquímicos involucrados, enfocándose particularmente en cómo las variaciones del pH pueden influir en las reacciones geoquímicas derivadas de la interacción del material poroso con la disolución contaminada. Finalmente, se determina la viabilidad del empleo de Filtralite en los SUDS.

MATERIAL Y MÉTODOS

Material filtrante seleccionado

La composición mineralógica del Filtralite incluye cuarzo, plagioclasa, feldespato potásico, olivino y, en menor proporción, calcita (Tabla 1), siendo el tamaño granular elegido de 1 mm.

Tabla 1 | Composición mineralógica del Filtralite (Pla *et al.*, 2021a).

Mineral	Cuarzo SiO ₂	Plagioclasa (Ca,Na)Al ₂ Si ₂ O ₈	Feldespato-K (K,Na)(Si,Al) ₄ O ₈	Olivino (Mg,Fe) ₂ SiO ₄	Calcita CaCO ₃	Fases amorfas
%	20.4	22.8	18.7	18.7	5.9	13.5

La técnica de porosimetría de intrusión de mercurio (MIP) revela claramente que existen altos niveles de porosidad tanto intrapartícula como interpartícula, siendo del 62% y 43% respectivamente. La superficie específica (SSA) es de 1.60 m²/g; mientras que la conductividad hidráulica presenta un valor de 1.15 cm/s. Estos valores resultan en propiedades hidráulicas óptimas para que

¹ <https://www.filtralite.com/es>

el material analizado pueda ser utilizado como material filtrante (Pla *et al.*, 2021b). Por otro lado, mediante microscopía electrónica de barrido de emisión de campo (FESEM), se observa una alta porosidad intrapartícula para el material, así como la existencia de superficie rugosa en las partículas del material.

Montaje experimental

El procedimiento experimental se ha llevado a cabo mediante ensayos de flujo en columnas de laboratorio, donde se inyecta una disolución contaminada con Ni (Figura 1). Las dimensiones de las columnas son de 1.6 cm de diámetro interno y 10 cm de longitud, cuya selección corresponde a la utilizada en estudios previos (Candela *et al.*, 1996; Teijón *et al.*, 2014). Antes de la inyección contaminada, se realizaron ensayos de flujo con un trazador para poder caracterizar el material y descartar la presencia de flujo preferencial en el interior de la columna como resultado de un empaquetado incorrecto. La columna de material filtrante se equilibró con una disolución electrolítica de CaCl_2 a 10 mM (OECD, 2004). La caracterización del transporte del fluido en el medio seleccionado se determinó mediante un espectrómetro V-730 UV Visible que detecta el ácido pentafluorobenzoato de sodio (PFBNa), usado como trazador (Rodríguez-Pacheco, 2002; Teijón *et al.*, 2014). Las inyecciones de PFBNa fueron realizadas a velocidades de 0.19, 0.39 y 0.74 cm/min, con una concentración de 20mM. Una vez caracterizado el medio y superadas todas las pruebas de calidad, se procedió a la inyección del contaminante Ni. La evolución de la concentración en la disolución contaminante cuando se produce la interacción con el medio poroso se determinó mediante muestras recogidas en la columna, siguiendo los tiempos marcados por el ensayo de trazador previo, y se analizaron mediante espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS). Los rangos típicos de concentración de metales pesados como el Ni en las aguas pluviales urbanas pueden variar de 10^{-3} a 49 mg/L (Genç-Fuhrman *et al.*, 2007; Pla *et al.*, 2021a). Sin embargo, para evaluar la capacidad del material filtrante ante una carga contaminante elevada, se optó por inyectar una disolución con una concentración de 1000 mg/L de Ni. Este enfoque permite analizar la eficacia del material filtrante en condiciones extremas de contaminación. Estudios previos también han utilizado concentraciones elevadas, alcanzando los 500 mg/L (Pla *et al.*, 2021a; Reddy *et al.*, 2014).

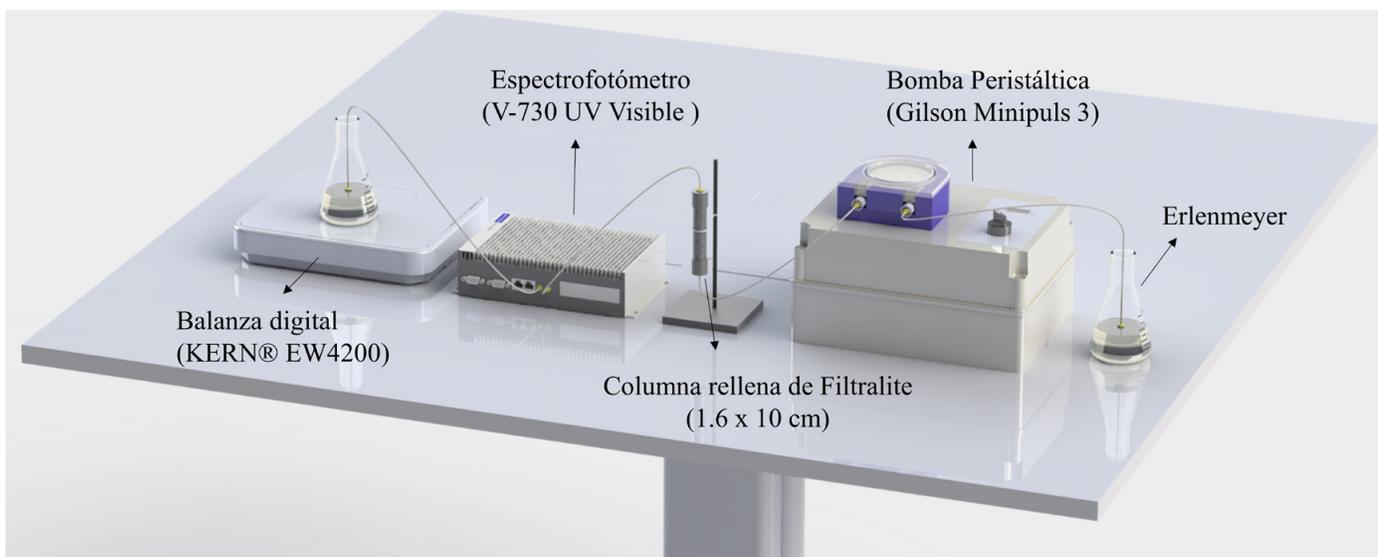
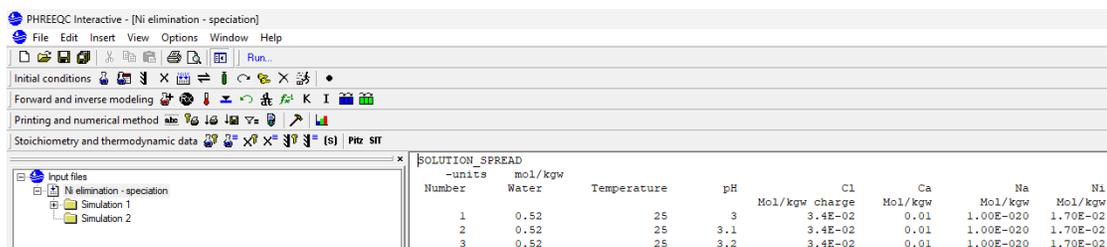


Figura 1 | Diseño en 3D del montaje experimental, adaptado de Mederos *et al.* (2024)

La modelización de los resultados se llevó a cabo utilizando el modelo HP1, que es una combinación de HYDRUS-1D y PHREEQC, para simular el flujo de agua transitorio y el transporte de múltiples componentes en medios porosos con saturación variable, así como reacciones geoquímicas mixtas de equilibrio/superficie. HYDRUS-1D se encarga de la simulación del flujo de agua y el transporte de masa de nutrientes, utilizando una malla unidimensional de elementos finitos para discretizar la columna del material poroso (Doulgeris *et al.*, 2023). En cada paso de tiempo y nodo computacional, se ejecuta a PHREEQC para simular

procesos geoquímicos, principalmente de precipitación mineral. PHREEQC mejora el modelo geoquímico al incorporar reacciones de superficie con los minerales constituyentes del Filtralite, como son las reacciones de intercambio catiónico y de sorción (Bruneel *et al.*, 2021).

La Teofrastita ($\text{Ni}(\text{OH})_2$), se incorporó al modelo geoquímico de HP1 en una cantidad inicial de 10^{-4} mol/1000 cm^3 de suelo. La capacidad de la superficie se determinó identificando los sitios de unión fuerte (Hfo_s) y unión débil (Hfo_w), con valores de 10^{-10} y 10^{-7} mol/1000 cm^3 de suelo, respectivamente. Por otro lado, el software PHREEQC se utilizó para analizar el efecto del pH en la eliminación del níquel (Figura 2). Para ello, se calculó el IS, que se define como la relación entre el producto de la actividad iónica y la constante de equilibrio. Este índice permite determinar si una disolución está saturada ($\text{IS} = 0$), subsaturada ($\text{IS} < 0$) o sobresaturada ($\text{IS} > 0$) con respecto a un mineral o fase específica (Pla *et al.*, 2021a). Para simular la variación del pH en las disoluciones contaminadas iniciales debido a la interacción con los LWA, se añadieron distintas concentraciones de HCl en diferentes etapas, siguiendo la metodología descrita por Jacques y Šimůnek (2010).



Number	-units	mol/kgw	Temperature	pH	C1	Ca	Na	Ni
		Water			Mol/kgw charge	Mol/kgw	Mol/kgw	Mol/kgw
1		0.52	25		3	3.4E-02	0.01	1.00E-020
2		0.52	25	3.1	3.4E-02	0.01	1.00E-020	1.70E-02
3		0.52	25	3.2	3.4E-02	0.01	1.00E-020	1.70E-02

Figura 2 | Configuración de PHREEQC para determinar el impacto del pH.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este estudio se emplearon modelaciones numéricas para calibrar el transporte de trazadores utilizando el software HYDRUS. Los resultados finales de las modelaciones, para cada velocidad, mostraron un coeficiente de correlación promedio R^2 del 99%. Para calcular R^2 , primero se determinó la longitud de onda de máxima absorción del trazador PFBNa, establecida en 262 nm. Usando esta longitud de onda, se midió la absorbancia a lo largo del tiempo para diferentes velocidades y se creó una recta de calibración que permitió convertir la absorbancia en concentración. Posteriormente, se compararon estas concentraciones observadas con las obtenidas de las simulaciones inversas utilizando el código HYDRUS, mediante el método de Levenberg-Marquardt, obteniendo así los valores de R^2 de 99.1%, 98.9% y 99.8% para las tres velocidades de inyección del trazador.

Por tanto, se considera que las condiciones de la columna son aptas para el transporte del metal. La inyección de Ni, con una concentración de 1000 mg/l, se realizó durante 2.5 minutos a una velocidad de 0.39 cm/min. Los resultados de la ICP-MS, evidenciaron una recuperación inferior al 7% del contaminante inyectado. Esto se traduce en una eliminación de más del 93%, lo que demuestra la capacidad del Filtralite para eliminar Ni del agua circulante y lo confirma como un posible candidato para su aplicación en SUDS. A partir de las definiciones previas para la modelación del trazador y añadiendo la disolución con el metal a transportar, se comparó la curva obtenida del ensayo en laboratorio con la curva simulada obtenida del módulo HP1, que corresponde a la concentración de Ni en la disolución de salida. De esta manera, se logró un coeficiente de correlación R^2 de 98.0%, lo que valida los modelos de equilibrio y adsorción.

La interacción entre la disolución contaminada y el Filtralite resulta en un incremento notable y rápido del pH de la disolución tan pronto esta entra en contacto con el material filtrante. Este cambio en el pH induce la precipitación de un mineral que, de acuerdo con su estado de sobresaturación evaluado en PHREEQC, es Teofrastita. La solubilidad del Ni depende en gran medida del pH (Amiri y Nakhaei, 2021) y, por tanto, su aumento provoca que disminuya drásticamente el IS del Ni, provocando su precipitación en forma de hidróxido. Según Alloway (2013), en pH alcalino el Ni está presente como hidróxido con solubilidad limitada. Como resultado de las modelaciones en HP1, se puede afirmar que la formación del mineral se produce a partir de los 1560 s, coincidiendo con el inicio de la inyección (Figura 3). También se aprecia que la formación del hidróxido ocurre en los

primeros nodos del perfil vertical de la columna, hasta los 20 mm, aproximadamente (Figura 4), debido a la precipitación química que tiene lugar cuando el metal entra en la columna.

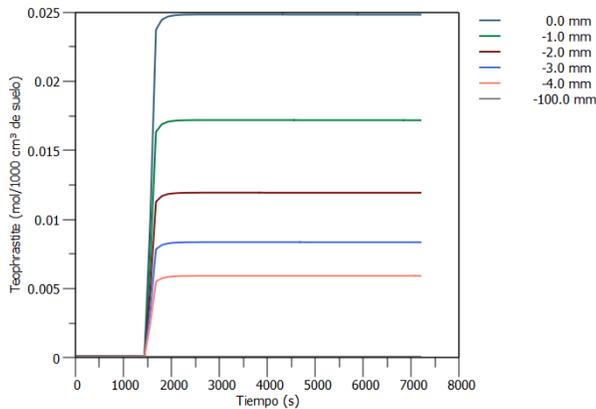


Figura 3 | Formación de Teofrastita en diferentes nodos.

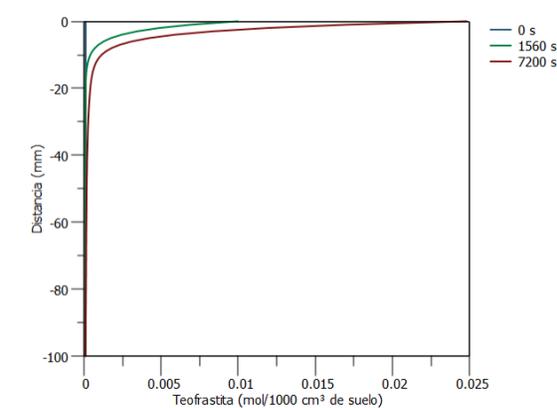


Figura 4 | Presencia del Teofrastita en la columna.

Con el modelo en HP1 calibrado previamente es posible analizar el impacto del pH como uno de los elementos clave en la eliminación del metal. El estudio de las concentraciones del contaminante, derivado de los modelos generados para cada variación del pH, demuestra una correlación directa entre el nivel de pH y la eficacia en la eliminación del níquel. Para llevar a cabo este análisis, se ajustó el valor del pH en el sistema entre 3 y 12, y se modeló cada escenario utilizando el software PHREEQC.

Los resultados mostraron que la concentración final del contaminante en la disolución de salida depende directamente de los niveles de pH. Se observó que las concentraciones más bajas de Ni se registraron a valores más altos de pH (Pla *et al.*, 2021a). La concentración del metal en la disolución acuosa aumenta a medida que se agrega HCl y, por el contrario, disminuye en presencia de condiciones más alcalinas. Esto se evidencia en la Figura 5, donde se puede apreciar que, para condiciones ácidas, el Ni permanece sin eliminar. Sin embargo, cuando el pH supera los 7.5, se inicia un proceso de eliminación que se intensifica al alcanzar un pH superior a 9, logrando que menos del 10% del níquel permanezca en la disolución contaminada. Este proceso se atribuye a la precipitación química del metal, que culmina prácticamente en su totalidad cuando el pH alcanza o supera el valor de 11. Este resultado se puede constatar en los estudios previos de Pla *et al.* (2021a), donde se registran valores similares pero mediante ensayos de laboratorio.

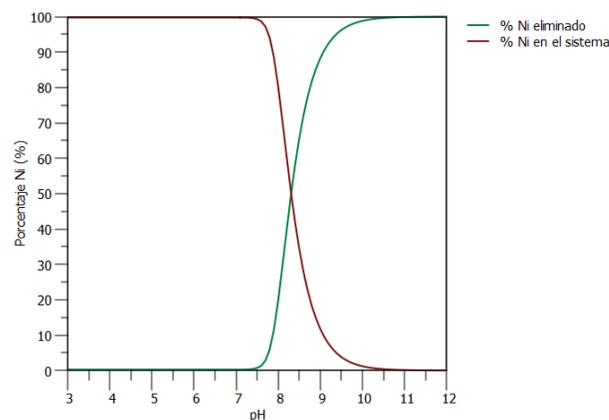


Figura 5 | Porcentaje de Ni en la disolución y porcentaje de su eliminación.

El proceso anterior de precipitado del Ni, activado por las condiciones alcalinas del medio, se complementa con la adsorción del contaminante sobre las partículas de Filtralite, aumentando la eliminación del níquel de la disolución. Sin embargo, esto ocurre en menor medida, ya que al analizar la presencia de cationes Ni⁺, se constata que la precipitación química es el mecanismo principal de eliminación, representando más del 90%, mientras que la adsorción es un mecanismo secundario. En Chotpantarat *et al.* (2011) se evidencia que los factores de retardo son mayores con pH más altos porque los principales minerales de los suelos (minerales silicatos como los constituyentes del Filtralite) se encuentran menos protonados y, por tanto, presentan más sitios disponibles para retener los metales pesados (Martínez-Villegas *et al.*, 2004). La capacidad de sorción del Ni es mayor que otros metales como el Pb, Mn o el Zn cuando aumenta el pH (Gomes *et al.*, 2001). Esto quedó reflejado en análisis posteriores al material de la columna, donde se evidenció la presencia de fases precipitadas del contaminante que cubren las partículas del suelo. Los precipitados presentaron formas amorfas y no equilibradas como consecuencia de una nucleación y precipitación rápidas.

CONCLUSIONES

Las principales conclusiones de este trabajo demuestran que el Filtralite es un material altamente eficaz para la eliminación de Ni en las aguas de escorrentía urbana contaminadas por este metal, posicionándolo como una solución viable para su posible implementación en SUDS. Mediante ensayos de flujo continuo en columnas de laboratorio y la aplicación de modelos numéricos calibrados con HYDRUS-1D y PHREEQC, se investigó el comportamiento del Ni y la efectividad de su eliminación en distintas condiciones de pH. Los resultados revelan que el pH es un factor determinante en la precipitación del Ni, debido a la sensibilidad de la constante de solubilidad de los hidróxidos de Ni a este parámetro químico. La interacción entre la disolución y el Filtralite provoca un incremento rápido del pH, lo que favorece la precipitación de la mayor parte del Ni en forma de hidróxido (Teofrastita, Ni(OH)₂), concentrándose mayormente en los primeros 20 mm de la columna tras la inyección. Además, se observó que el Ni permanece en disolución en condiciones ácidas; sin embargo, a partir de un pH de 7.5, comienza un proceso de eliminación significativo que se completa casi en su totalidad a pH cercanos a 11. La eliminación de Ni por adsorción sobre la superficie del Filtralite es menor en comparación con la precipitación, que es el mecanismo predominante. Estos resultados resaltan la importancia de controlar el pH de las aguas tratadas para maximizar la eficiencia del sistema. El Filtralite demuestra tener propiedades excelentes que lo convierten en un candidato destacado para su potencial uso en SUDS. Sin embargo, factores como el impacto de la velocidad de flujo, el espesor óptimo, el tamaño y la vida útil del material filtrante, así como su conductividad hidráulica, son clave en el diseño de los sistemas de descontaminación. La determinación de estos factores deberá abordarse en próximas etapas de la investigación antes de implementar esta solución a escala real. Esta investigación contribuye significativamente a la mejora en la gestión sostenible del agua y la reducción de la contaminación por metales pesados en entornos urbanos, enfoque alineado con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), específicamente en términos de salud pública, gestión eficiente del agua y desarrollo de comunidades sostenibles.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por la Conselleria de Educación, Cultura, Universidades y Empleo (proyecto GV/2020/059) y la beca de investigación predoctoral (CIACIF/2021/469) concedida a M.M.

REFERENCIAS

- Alloway, B. 2013. *Heavy metals in soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability* (E. Pollution, Ed. third ed., Vol. 22). <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7>
- Alomá-Vicente, I., Blázquez-García II, G., Calero-de-Hoces, M., Martín-Lara, M.Á., Rodríguez, I., Ronda-Gálvez II, A. 2013. An Overview around Water Pollution by Nickel. Biosorption as Treatment Technology. *Revista Cubana de Química*, XXV (3), 266-280.

- Amiri, N., Nakhaei, M. 2021. An investigation of qualitative variations of groundwater resources under municipal wastewater recharge using numerical and laboratory models, Nazarabad plain, Iran [Article]. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(39), 55771-55785. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12638-x>
- Appelo, C.A.J., Postma, D. 2005. *Geochemistry groundwater and pollution* (2nd Edition ed., Vol. Rotterdam) <https://doi.org/10.1201/9781439833544>
- ATSDR. 2005. *Toxic Profile for Nickel*. Department of Health and Human Services, US. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Public Health Service.
- Boletín Oficial del Estado. 1993. Ley 10/1993, de 26 de octubre, sobre *Vertidos Líquidos Industriales al Sistema Integral de Saneamiento*. 1993. <https://www.boe.es/eli/es-md/l/1993/10/26/10>
- Bruneel, Y., Van Laer, L., Brassinnes, S., Smolders, E. 2021. The sorption of caesium to glauconite sands obeys local equilibrium at environmentally relevant water flow rates. *Applied Geochemistry*, 133, 105073. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2021.105073>
- Camaño, N.E., Maine, M.A., Hadad, H.R., Nocetti, E., Campagnoli, M.A. 2019. Effect of feeding strategy on the performance of a pilot scale vertical flow wetland for the treatment of landfill leachate. *Science of the Total Environment*, 648, 542-549. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.132>
- Candela, L., Álvarez-Benedí, J., Condesso de Melo, M., y Rao, P.S. 1996. Laboratory studies on glyphosate transport in soils of the Maresme area near Barcelona, Spain: Transport model parameter estimation. *Geoderma*, 140(1-2), 8-16. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.02.013>
- Chotpantarat, S., Ong, S.K., Sutthirat, C., Osathaphan, K. 2011. Effect of pH on transport of Pb²⁺, Mn²⁺, Zn²⁺ and Ni²⁺ through lateritic soil: Column experiments and transport modeling. *Journal of Environmental Sciences*, 23(4), 640-648. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(10\)60417-2](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60417-2)
- Doulgeris, C., Kypridou, Z., Kinigopoulou, V., Hatzigiannakis, E. 2023. Simulation of Potassium Availability in the Application of Biochar in Agricultural Soil [Article]. *Agronomy*, 13(3), Article 784. <https://doi.org/10.3390/agronomy13030784>
- Genç-Fuhrman, H., Mikkelsen, P.S., Ledin, A. 2007. Simultaneous removal of As, Cd, Cr, Cu, Ni and Zn from stormwater: Experimental comparison of 11 different sorbents. *Water Research*, 41(3), 591-602. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.10.024>
- Ghadim, H.B., Hin, L.S. 2017. Simulation of rainfall-runoff response in ecological swale with on-line subsurface detention using infoworks SD [Article]. *Water Environment Research*, 89(9), 862-870. <https://doi.org/10.2175/106143017X14902968254764>
- Gomes, P.C., Fontes, M.P.F., da Silva, A.G., de S. Mendonça, E., Netto, A.R. 2001. Selectivity Sequence and Competitive Adsorption of Heavy Metals by Brazilian Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 65(4), 1115-1121. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.6541115x>
- Hong, C.S., Shackelford, C.D., Malusis, M.A. 2016. Adsorptive behavior of zeolite- amended backfills for enhanced metals containment. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 142(7). [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0001481](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0001481)
- Izquierdo, M. 2010. *Eliminación de metales pesados en aguas mediante bioadsorción. evaluación de materiales y modelación del proceso* PhD Thesis. Universidad de Valencia.
- Jacques, D., Šimůnek, J. 2010. *Notes on HPI – a software package for simulating variably-saturated water flow, heat transport, solute transport, and biogeochemistry in porous media*.
- Johansson, L. 1997. The use of leca (light expanded clay aggregates) for the removal of phosphorus from wastewater. *Water Science and Technology*, 35(5), 87-93. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00056-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00056-5)
- Martínez-Villegas, N., Flores-Vélez, L.M., Domínguez, O. 2004. Sorption of lead in soil as a function of pH: A study case in México [Article]. *Chemosphere*, 57(10), 1537-1542. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.08.099>

- Mederos, M., Pla, C., Valdes-Abellan, J., Benavente, D. 2024. Evaluating nickel removal efficacy of Filtralite under laboratory conditions: Implications for sustainable urban drainage systems [Article]. *Journal of Water Process Engineering*, 63, Article 105416. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105416>
- Mlih, R., Bydalek, F., Klumpp, E., Yaghi, N., Bol, R., Wenk, J. 2020. Light-expanded clay aggregate (LECA) as a substrate in constructed wetlands – a review. *Ecological Engineering*, 148(1), 105783. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105783>
- OECD. 2004. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Leaching in Soil Columns, 312 16.
- Parkhurst, D.L., Appelo, C.A.J. 2013. *Description of Input and Examples for PHREEQC, Version 3. A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport, and Inverse Geochemical Calculations* (C.U.S. Geological Survey: Denver, USA, Ed. Vol. Chapter A43) <https://pubs.usgs.gov/tm/06/a43/>
- Pla, C., Benavente, D., Valdes-Abellan, J., Jodar-Abellan, A. 2021a. Recovery of Polluted Urban Stormwater Containing Heavy Metals: Laboratory-Based Experiments with Arlita and Filtralite. *Water*, 13(6), 780. <https://doi.org/10.3390/w13060780>
- Pla, C., Benavente, D., Valdes-Abellan, J., Kovacova, Z. 2021b. Effectiveness of two lightweight aggregates for the removal of heavy metals from contaminated urban stormwater. *Journal of Contaminant Hydrology*, 239, 103778. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2021.103778>
- Reddy, K.R., Xie, T., Dastgheibi, S. 2014. Removal of heavy metals from urban stormwater runoff using different filter materials. *J. Environ. Chem. Eng.*, 2, 282-292. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.12.020>
- Ricco, R., Konstas, K., Styles, M.J., Richardson, J.J., Babarao, R., Suzuki, K., Scopece, P., Falcaro, P. 2015. Lead (II) uptake by aluminium based magnetic framework composites (MFCs) in water. *Journal of Materials Chemistry A*, 3(39), 19822-19831. <https://doi.org/10.1039/c5ta04154f>
- Rodríguez-Pacheco, R.L. 2002. *Estudio experimental de flujo y transporte de cromo, níquel y manganeso en residuos de la zona minera de Moa (Cuba): Influencia del comportamiento hidromecánico* Universidad Politécnica de Cataluña. España. <https://doi.org/10.13140/2.1.3934.7849>
- Simunek, J., Van Genuchten, M.T., Sejna, M. 2005. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. *University of California-Riverside Research Reports*, 3, 1-240.
- Teijón, G., Candela, L., Šimůnek, J., Tamoh, K., Valdes Abellán, J. 2014. Fate and Transport of Naproxen in a Sandy Aquifer Material: Saturated Column Studies and Model Evaluation. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 23(7), 736-750. <https://doi.org/10.1080/15320383.2014.869194>
- Vijayaraghavan, K., Badavane, A. 2017. Preparation of growth substrate to improve runoff quality from green roofs: physico-chemical characterization, sorption and plant-support experiments. *Urban Water Journal*, 14(8), 804-810. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2016.1264429>
- Wang, M., Zhang, D.Q., Su, J., Trzcinski, A.P., Dong, J.W., Tan, S.K. 2017. Future Scenarios Modeling of Urban Stormwater Management Response to Impacts of Climate Change and Urbanization. *Clean – Soil, Air, Water*, 45(10). <https://doi.org/10.1002/clen.201700111>
- Zamarripa, J.L. 2011. Eliminación de cobre y níquel de aguas residuales mediante hidrogeles de hidroxipropil celulosa (HPC)/ poliacrilamida (PAAM). *TFM. Instituto Tecnológico de Ciudad Madero, México*.
- Zgheib, S., Moilleron, R., Chebbo, G. 2012. Priority pollutants in urban stormwater: Part 1 – Case of separate storm sewers. *Water Research*, 46(20), 6683-6692. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.012>