

Escherichia coli y *Klebsiella pneumoniae* multirresistentes aisladas desde cuerpos de agua urbanos de la ciudad de Valdivia, Chile: perspectiva “Una Salud”

Multidrug-resistant *Escherichia coli* and *Klebsiella pneumoniae* isolated from urban water bodies in the city of Valdivia, Chile: a “One Health” perspective

María Paz Villanueva¹, Maximiliano Gil¹, Milton Urrutia², Gonzalo Carrasco³ y Mario González¹

¹Instituto de Microbiología Clínica, Universidad Austral de Chile.

²Departamento de Ciencias Médicas, Universidad de Antofagasta, Chile.

³Laboratorio de Microbiología Hospital Base Valdivia, Chile.

Financiamiento:

Conflictos de interés:

Recibido: 10 de octubre de 2025 / Aceptado: 23 de marzo de 2026

Resumen

Introducción: La resistencia a los antimicrobianos representa un importante problema de salud pública, el cual, debe ser abordado bajo el concepto “Una salud”. Los cuerpos de agua en zonas urbanas pueden ser contaminados por diversas actividades humanas, permitiendo la selección y diseminación de bacterias multirresistentes. **Objetivo:** Aislar *Escherichia coli* y *Klebsiella pneumoniae* multirresistentes desde cuerpos de agua urbanos de la ciudad de Valdivia. **Método:** Se recolectaron 84 muestras de agua, de 12 puntos de muestreo de cuerpos de agua urbanos. Las muestras fueron filtradas y enriquecidas en caldo tripticasa de soya y posteriormente sembradas en un agar McConkey suplementado con cefotaxima. La identificación se realizó mediante pruebas bioquímicas y MALDI-TOF. **Resultados:** De las 84 muestras de agua analizadas, 40 (47,7%) fueron positivas para el aislamiento de *E. coli* y 7 (8,3%) para *K. pneumoniae*. De los aislados de *E. coli*, 92,5% fueron productores de BLEE y en 7,5% se observó un fenotipo de β -lactamasa tipo AmpC desreprimida; por otro lado, todos los aislados de *K. pneumoniae* fueron productores de BLEE. **Conclusión:** Este estudio demuestra la presencia de *E. coli* y *K. pneumoniae* multirresistentes en diferentes cuerpos de agua urbanos lo que supone un potencial riesgo para la salud de animales y humanos.

Palabras clave: *Escherichia coli*; *Klebsiella pneumoniae*; cuerpos de agua; vigilancia resistencia antimicrobiana.

Abstract

Background: Antimicrobial resistance is a significant public health issue that must be addressed under the “One Health” framework. Urban water bodies may become contaminated due to various human activities, leading to the selection and spread of multidrug-resistant bacteria. **Aim:** To isolate multidrug-resistant *Escherichia coli* and *Klebsiella pneumoniae* from urban water bodies in Valdivia, Chile. **Method:** 84 water samples were collected from 12 sampling sites in urban water bodies. The samples were filtered and enriched in soy trypticase broth and then inoculated onto McConkey agar supplemented with cefotaxime. Identification was carried out using biochemical assays and MALDI-TOF. **Results:** Of the 84 water samples analyzed, 40 (47.7%) were positive for *E. coli*, and 7 (8.3%) were positive for *K. pneumoniae*. Among the *E. coli* isolates, 92.5% were ESBL producers, and 7.5% exhibited a derepressed AmpC β -lactamase phenotype. Conversely, all the *K. pneumoniae* isolates were ESBL producers. **Conclusion:** This study demonstrates the existence of multidrug-resistant *E. coli* and *K. pneumoniae* in various urban water bodies, presenting a potential threat to animal and human health.

Keywords: *Escherichia coli*; *Klebsiella pneumoniae*; water bodies; antimicrobial resistance surveillance.

Correspondencia a:

Mario González Fuentes
mario.gonzalez@uach.cl

Introducción

Actualmente la resistencia a los antimicrobianos (RAM), especialmente en bacterias, es un problema de salud pública mundial, poniendo en riesgo la eficacia de tratamientos y la prevención de infecciones. Debido a esta situación, se estima que para el año 2050 alrededor de 10 millones de personas podrían morir a raíz de la RAM^{1,2}. La Organización Mundial de la Salud en el 2024 actualizó el listado de patógenos bacterianos prioritarios, donde, las bacterias del Orden Enterobacterales están clasificadas como prioridad crítica por su resistencia a cefalosporinas de tercera generación y carbapenémicos³. *Escherichia coli* y *Klebsiella pneumoniae* son dos especies que conforman este Orden, y se describen como, bacilos gramnegativos que han sido asociados a infecciones comunitarias como hospitalarias. Las infecciones más frecuentes producidas por estas bacterias son: infección del tracto urinario (ITU), infección de heridas, septicemia e infecciones respiratorias, entre otras⁴. Poseen una amplia distribución, tal como el intestino de animales y seres humanos, insectos, plantas, ambientes terrestres y acuáticos⁵. Lo anterior, resalta la importancia del concepto “Una Salud”, que establece un enfoque unificador integrado que procura equilibrar y optimizar de manera sostenible la salud de las personas, los animales y el ambiente⁶. En particular, los ecosistemas acuáticos que son parte de zonas urbanas, tales como, humedales, ríos, arroyos, entre otros, tienen una importancia para la ciudad, ya que actúan como drenajes naturales de aguas lluvias y/o permiten a la población realizar actividades recreacionales. Sin embargo, la interacción humana y/o de animales domésticos con estos ecosistemas, puede propiciar la contaminación de sus aguas con bacterias resistentes a los antimicrobianos, siendo un riesgo para la salud del ser humano y de los animales^{7,8}. Es sabido que los ecosistemas acuáticos son un ambiente propicio para la transferencia horizontal de genes de resistencia a los antimicrobianos en Enterobacterales, por ejemplo, plásmidos que confieren resistencia a b-lactámicos y a otras familias de estos fármacos. Esto tendría como consecuencia la emergencia de bacterias resistentes a múltiples antimicrobianos⁹.

El objetivo del presente estudio fue pesquisar *E. coli* y *K. pneumoniae* multiresistentes en distintos cuerpos de agua existentes en la zona urbana de la ciudad de Valdivia, Región de Los Ríos, Chile.

Material y Métodos

Recolección y procesamientos de muestras de agua

Se recolectó un total de 84 muestras de agua, por conveniencia, distribuidas en 12 puntos de muestreo,

correspondientes a distintos cuerpos de agua urbanos de la ciudad de Valdivia. Los sitios fueron seleccionados priorizando aquellos que rodean o atraviesan las zonas de mayor densidad poblacional con una alta actividad antropogénica y presencia de animales, tales como; perros domésticos, vacas y/o caballos (Figura 1). Fueron recolectados entre los meses de agosto del año 2023 y enero 2024, periodo en el cual las precipitaciones disminuyen en la zona geográfica estudiada. De cada punto de muestreo se obtuvieron 7 muestras distribuidas en el período señalado anteriormente. Se recolectó 1 litro de agua con un frasco estéril, el cual fue trasladado al Instituto de Microbiología Clínica de la Universidad Austral de Chile. Cada muestra de agua se filtró utilizando una bomba de vacío conectada a dos matraces Kitasato, donde, en uno de los matraces se instaló la unidad de filtración con un filtro de membrana Millipore (Tipo S-Pak HA, 47 mm, poro 0,45 μm , pk/600). Una vez filtrada la muestra de agua, se procedió a retirar el filtro con la ayuda de una pinza estéril y se depositó el filtro en 10 mL de un caldo Trypticasa de Soya, el que se incubó a $35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2$ por 18-24 h en aerobiosis, con el objetivo de aumentar la concentración de las bacterias contenidas en el filtro. Transcurridas las horas de incubación del caldo Trypticasa de Soya, se procedió a sembrar 1 μL con asa calibrada en una placa de agar McConkey suplementado con 4 $\mu\text{g/mL}$ de cefotaxima, para la selección de Enterobacterales resistentes a penicilinas y cefalosporinas de primera a tercera generación. La placa de agar McConkey más cefotaxima se incubó a $35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2$ por 18-24 h en aerobiosis. Posteriormente, la identificación inicial de las colonias que desarrollaron en el medio de cultivo se realizó mediante pruebas bioquímicas clásicas y las que no fueron concluyentes fueron identificadas mediante MALDI-TOF (Vitek MS IVD, Legacy, KB V3.2). Una colonia por placa, de las bacterias de interés, fueron seleccionadas y conservadas en caldo Trypticasa de Soya más 20% de glicerol a $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$ para los estudios de susceptibilidad *in vitro* frente a los antimicrobianos.

Susceptibilidad *in vitro* a los antimicrobianos

Se utilizó el método de difusión en disco siguiendo las recomendaciones del CLSI M02¹⁰ y los puntos de corte del CLSI M100 del año 2023¹¹. Para esta metodología se empleó agar Mueller-Hinton y fueron probados los siguientes antimicrobianos: amikacina (AK) 30 μg ; amoxicilina/ ácido clavulánico (AMC) 20/10 μg ; aztreonam (ATM) 30 μg ; cefepime (FEP) 30 μg ; cefotaxima (CTX) 30 μg ; ceftriaxona (CRO) 30 μg ; ceftazidima (CAZ) 30 μg ; ciprofloxacino (CIP) 5 μg ; cotrimoxazol (SXT) 1,25/23,75 μg ; ertapenem (ETP) 10 μg ; gentamicina (G) 10 μg ; imipenem (IMP) 10 μg ; levofloxacino (LEV) 5 μg ; meropenem (MEM) 10 μg ; nitrofurantoína (F) 300 μg ; piperacilina/tazobactam (TZP) 100/10 μg y

tetraciclina (TE) 30 µg, todos de la marca Oxoid. Además, los discos de amoxicilina/ácido clavulánico, cefotaxima, ceftazidima, meropenem, imipenem y piperacilina/tazobactam se dispusieron en la placa de manera estratégica para la detección fenotípica de cepas productoras de b-lactamasa de espectro extendido (BLEE), AmpC (inducible y desreprimida) y carbapenemasas¹². La disposición antes señalada se modificó en dos criterios para mejorar la detección de carbapenemasas: i) toda cepa con un halo igual o menor a 22 mm en imipenem, se sospechó de producción de carbapenemasa clase A o D y, ii) se incorporó un disco de EDTA 0.5 M con pH 8, entre los discos de imipenem y meropenem para visualizar sinergia entre los discos debido a la producción de carbapenemasa clase B, modificado por González 2021 (datos no publicados), según recomendaciones del Instituto de Salud Pública de Chile¹³. Para cepas con un halo de imipenem igual o menor a 22 mm de diámetro se realizó el Método de Inactivación de Carbapenémicos (MIC)¹⁴; todo resultado positivo de MIC se confirmó con inmunocromatografía OKNVI RESIST-5.

Análisis estadístico

Para el análisis estadístico se registraron 799 observaciones, que correspondieron a la identificación de la cepa bacteriana, su punto de muestreo, el antimicrobiano al que fue expuesta y el resultado de la exposición. La variable dependiente fue el resultado de la resistencia al antimicrobiano, mientras que las variables independientes fueron la especie bacteriana, el punto de muestreo y el antimicrobiano. Para determinar si existían diferencias estadísticamente significativas en la resistencia, se ajustó un modelo de regresión logística utilizando la función glm del software estadístico R¹⁵, con un nivel de confianza de 95%. El modelo incluyó un término de interacción para evaluar si los perfiles de resistencia a los antimicrobianos diferían entre los puntos de muestreo. Finalmente, se planificó un análisis *post-hoc* mediante comparaciones por pares para identificar diferencias específicas entre los antimicrobianos.

Resultados

Aislamiento bacteriano

De las 84 muestras de agua analizadas, se obtuvo un total de 47 aislados bacterianos, correspondientes a 40 (47,7%) aislamientos de *E. coli* y 7 (8,3%) para *K. pneumoniae*. En la Figura 2, se observa el número total de aislados según punto de muestreo. *E. coli* fue aislada en todos los puntos de muestreo, excepto de los puntos G y L. Por otro lado, *K. pneumoniae* fue aislada solamente de los puntos muestreo A, B, F e I. El mayor número de aislamientos, independiente de la especie detectada,

fueron el A e I, los cuales corresponden al río Cau Cau y río Valdivia respectivamente. No existen diferencias significativas en la tasa de resistencia a los antimicrobianos según punto de muestreo ($p > 0,05$).

Susceptibilidad y resistencia a los antimicrobianos

Como se observa en la Figura 3 a), para *E. coli* hubo 100% de resistencia a cefotaxima y ceftriaxona, esto debido al método de selección utilizado en este estudio (McConkey suplementado con cefotaxima). No hubo resistencia frente a imipenem ni meropenem; sin embargo, dos cepas fueron resistente a ertapenem. De los antimicrobianos no β-lactámicos, *E. coli* presentó mayor porcentaje de resistencia frente a tetraciclina (57,5%). De los aminoglucósidos probados, hubo un bajo porcentaje

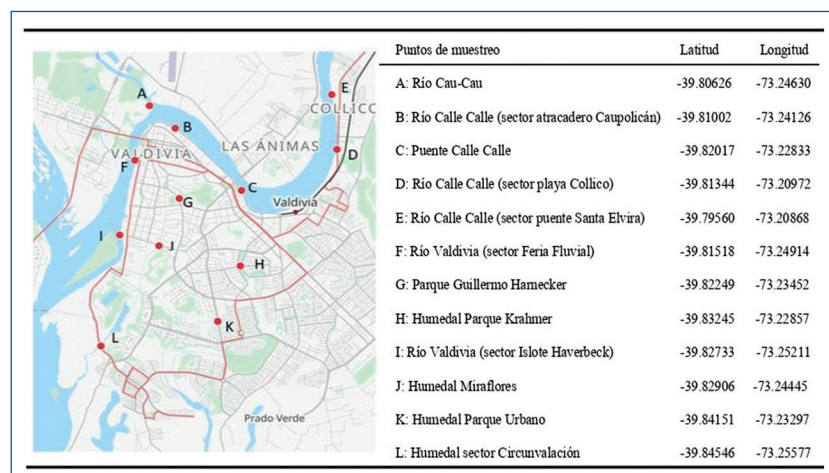


Figura 1. Mapa y coordenadas geográficas de puntos de muestreo en cuerpos de agua urbanos de la ciudad.

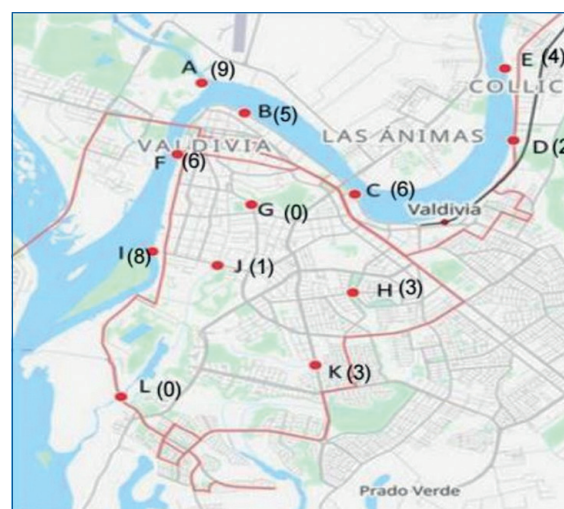


Figura 2. Puntos de muestreo incluidos en el estudio, entre paréntesis el número total de aislados bacterianos multiresistentes por sitio.

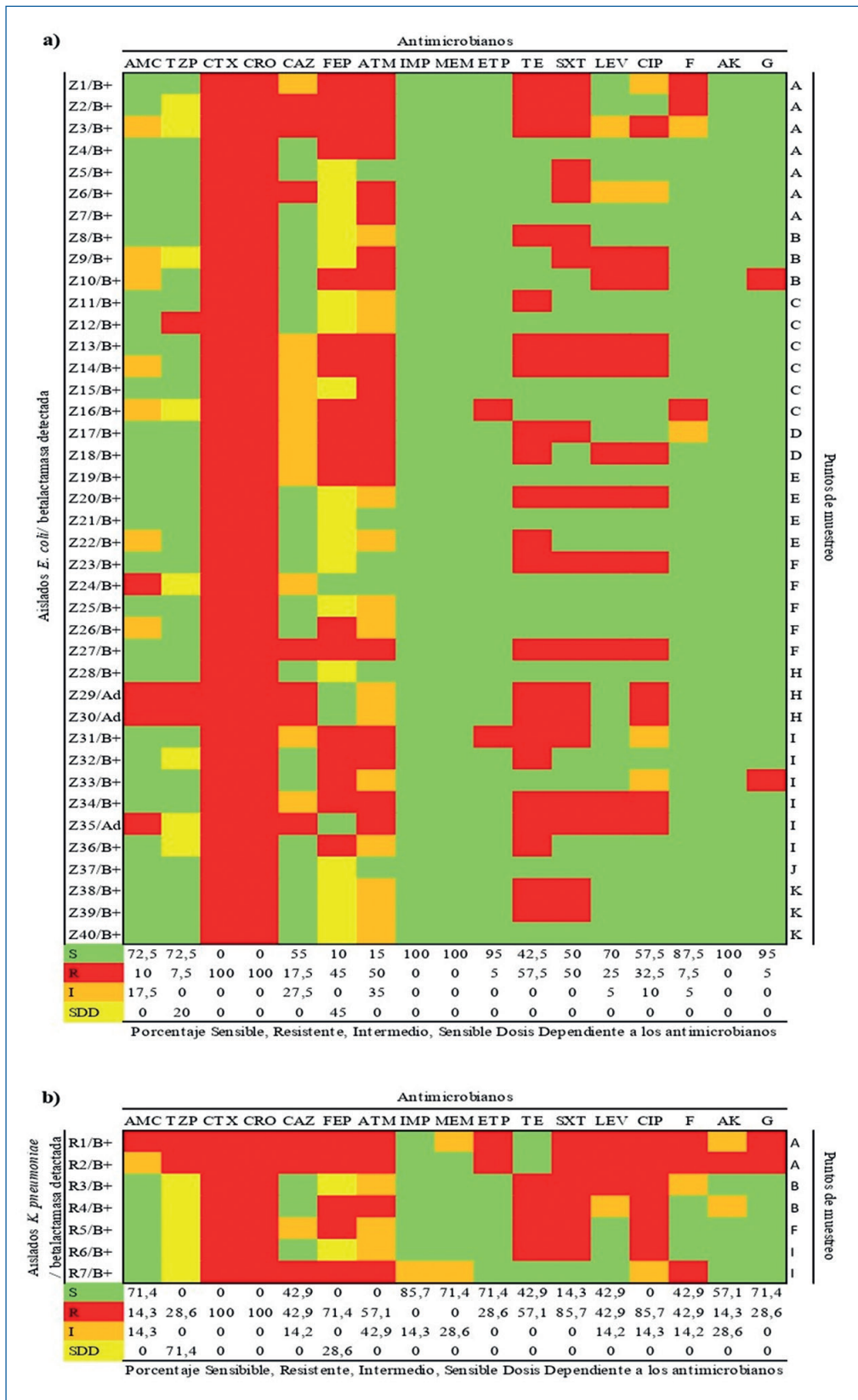


Figura 3. Mapa de calor susceptibilidad antimicrobiana de aislados de *E. coli* y *K. pneumoniae*. **a)** Mapa de calor de aislados de *E. coli*, frente a AMC (amoxicilina/ácido clavulánico); TZP (piperacilina/tazobactam); CTX (cefotaxima); CRO (ceftriaxona); CAZ (ceftazidima); FEP (cefepime); ATM (aztreonam); IMP (imipenem); MEM (meropenem); ETP (ertapenem); TE (tetraciclina); SXT (cotrimoxazol); LEV (levofloxacino); CIP (ciprofloxacino); F (nitrofurantoína); AK (amikacina) y G (gentamicina), según puntos de muestreo y detección fenotípica de enzima (B+: producción de BLEE; Ad: fenotipo de AmpC derreprimida). **b)** Mapa de calor de aislados de *K. pneumoniae*, frente a 17 antimicrobianos según puntos de muestreo y detección fenotípica de enzima (B+: producción de BLEE).

de resistencia a gentamicina (5%) y todas las cepas fueron sensibles a amikacina. Los 40 aislados de *E. coli* se agruparon en 33 perfiles según resultado de antibiograma, donde algunas cepas presentaron un perfil similar, las cuales fueron agrupadas como: grupo 1 (Z21; Z28; Z37), grupo 2 (Z29 y Z30), grupo 3 (Z13 y Z34), grupo 4 (Z8, Z38, Z39) y grupo 5 (Z25 y Z40), el resto de las cepas presentó un perfil único.

La Figura 3 b) muestra que *K. pneumoniae* presentó una resistencia variable frente a los antimicrobianos β -lactámicos, donde, no se observó resistencia a imipenem y meropenem; sin embargo, una cepa arrojó un resultado intermedio para imipenem y dos cepas a meropenem. En el caso de ertapenem, igualmente, dos cepas fueron resistentes a este carbapenémico. La mayor resistencia de las cepas de *K. pneumoniae* fue frente a cotrimoxazol y ciprofloxacino, para ambos con una resistencia de 85,7%. Cada aislado de *K. pneumoniae* presentó un perfil único frente a los antimicrobianos probados.

Los coeficientes de la regresión logística señalan que existe evidencia estadística para afirmar que las bacterias *E. coli* y *K. pneumoniae* tienen tasas de resistencia diferentes a los antimicrobianos y que los antimicrobianos presentan diferencias entre ellos. Sin embargo, en el análisis *post-hoc*, todas las comparaciones por pares entre los antimicrobianos arrojaron valores *p* no significativos ($p > 0,05$).

Producción de β -lactamasas

Con la utilización de los antimicrobianos dispuestos de manera estratégica, de los 40 aislados de *E. coli*, se detectó que 37 (92,5%) de las cepas fueron productora de BLEE y en 3 (7,5%) se observó un fenotipo de producción de β -lactamasa tipo AmpC desreprimida. En todos los aislados de *K. pneumoniae* se detectó la producción de BLEE. Las dos cepas de *K. pneumoniae* que mostraron un resultado intermedio tanto para imipenem como meropenem, se realizó el test fenotípico del método de inactivación de carbapenémicos y luego como confirmación, la inmunocromatografía para carbapenemasas, siendo negativos para ambas cepas.

Discusión

El presente estudio demuestra la presencia de *E. coli* y de *K. pneumoniae* resistentes a múltiples antimicrobianos, en 47,7% y 8,3%, respectivamente, en los distintos cuerpos de agua urbanos en la ciudad de Valdivia, Chile. Nuestros resultados son similares a lo reportado por otros autores. Un estudio realizado en ríos y lagos al norte de Alemania reportó un total de 134 aislados de bacterias gramnegativas multiresistentes, donde la especie más frecuente fue *E. coli* (39%) y luego *K. pneumoniae* (6%)¹⁶.

En China se informó que, en un total 104 Enterobacterales multiresistentes aislados, *E. coli* representó 56,5% y *K. pneumoniae* 27,4%¹⁷. En Chile, un estudio realizado en la zona central del país reportó una prevalencia de 15% para *E. coli* aislada de agua de río y de 3,4% para *K. pneumoniae*¹⁸. Algo diferente reportaron Bartholin J y cols. en el año 2023, quienes analizaron muestras de aguas de diversos ríos y lagos de varias regiones del centro sur de Chile, informando que no fueron aisladas *E. coli* ni *K. pneumoniae*¹⁹. Si bien, el porcentaje de aislamientos con los estudios señalados anteriormente son similares, existe una diferencia metodológica en el procesamiento del agua. En todos se utilizó la filtración, excepto en el estudio de Bartholin y cols., donde la muestra fue sembrada directamente sobre los medios de cultivos utilizados. En nuestro estudio, a las muestras de agua se les hizo un paso de enriquecimiento previo al filtrado, con el objetivo de aumentar el número de bacterias en la muestra, esto permitiría la recuperación de bacterias resistentes que están injuriadas y/o en baja concentración²⁰. Esto podría explicar las diferencias con lo publicado por J. Bartholin y cols. En nuestro estudio la resistencia frente a ceftazidima, cefepime y aztreonam fue variable entre los aislados de *E. coli* y *K. pneumoniae*; sin embargo, mediante el método selectivo y de disposición estratégica de los discos de antimicrobianos utilizados en nuestro protocolo, se obtuvo que 92,5% de los aislados de *E. coli* fueron productores de BLEE y 7,5% presentaron un fenotipo de AmpC desreprimida, mientras que en *K. pneumoniae* todos los aislados fueron productores de BLEE. Estas enzimas son capaces de hidrolizar penicilinas, cefalosporinas y monobactámicos, pero pierden esta capacidad frente a los carbapenémicos. Lo anterior indica que, aunque exista un halo de inhibición en ceftazidima, cefepime o aztreonam, no pueden ser considerados para el uso clínico en animales ni humanos. Esta aparente sensibilidad puede estar dada por el tipo de enzima que produzca la bacteria (TEM, SHV o CTX-M) siendo el antimicrobiano hidrolizado con mejor eficiencia por una u otra enzima; además, se puede presentar co-resistencia a otros antimicrobianos como cotrimoxazol y fluoroquinolonas^{12,21}. Diversos estudios reportan aislamiento de *E. coli* y *K. pneumoniae* productoras BLEE de cuerpos de agua y sedimentos, detectadas mediante pruebas fenotípicas y/o moleculares. En Bangladesh, de 266 aislados de *E. coli*, 23,3% fueron positivos fenotípicamente para BLEE. Otro estudio realizado en Brasil reportó que de 23 aislados de *E. coli* 12 (52%) fueron positivos para BLEE y para 9 aislados de *K. pneumoniae* 89% fue productor de esta enzima^{22,23,24}. Mataseje y cols., caracterizaron *E. coli* resistentes a ceftoxitín productoras de AmpC aisladas de playas y agua de bebida en Canadá, señalando que principalmente la producción de este tipo de β -lactamasa está relacionado con la adquisición de un plásmido y no es inducible por β -

lactámicos como en otros Enterobacterales²⁵. En nuestros resultados se observó un fenotipo de AmpC desreprimido; sin embargo, esto debería ser determinado por pruebas moleculares ya que podría tratarse por adquisición de un plásmido o por mutaciones en las regiones promotoras/atenuadoras de *ampC*, resultando en la sobreexpresión de la enzima²⁶. En el caso de *K. pneumoniae*, todos los aislados fueron productores de BLEE, en 3 de ellos, se podría sospechar que, además de la enzima, presentarían otros mecanismos de resistencia, como impermeabilidad o pérdida de porinas, ya que se mostraron resistente e intermedio a algunos carbapenémicos²⁷. La producción de carbapenemasas en Enterobacterales aislados de agua ha sido reportado en varios países; no obstante, nuestros resultados mostraron que los aislados no fueron productores de carbapenemasas²⁸.

En este estudio, el mayor número de aislamientos de *E. coli* y *K. pneumoniae* multiresistentes obtenidos por punto de muestreo, correspondieron a los cuerpos de agua de mayor caudal (ríos Cau Cau y Valdivia), esto puede estar atribuido a las actividades humanas a que están sometidos estos cuerpos de agua, desde donde nacen estos ríos hasta llegar a la ciudad. Están bien establecidas las actividades que podrían contribuir a la contaminación de las aguas con bacterias multiresistentes, entre estas, desechos industriales, agricultura, contacto de animales domésticos (ganado o perros de compañía) con el río y/o aguas residuales no tratadas que son descartadas en estos cuerpos. En Valdivia, en el año 2000 entró en funcionamiento la estación depuradora de aguas servidas, la que trata el agua de alcantarillado de la ciudad de Valdivia, por lo que la contaminación con aguas servidas derivadas de clínicas u hospitales no sería una causa de contaminación de estos cuerpos de agua, a no ser que de manera irregular se desechen en cuerpos de agua específicos. Sin embargo, es importante señalar que otras ciudades río arriba que no poseen estas estaciones depuradoras pudiesen contaminar los ríos Valdivia y/o Calle-Calle. Por otro lado, existen estudios que señalan la contaminación de cuerpos de agua con antimicrobianos, los que son utilizados como terapia o como promotores de crecimiento en animales; estos antimicrobianos son excretados directamente a través de las heces u orina de los animales, lo que facilitaría la selección de bacterias resistentes en ambientes acuáticos²⁹. Los ríos Cau Cau y Valdivia, no son la excepción a este tipo de actividades, siendo importante la actividad ganadera y de grandes industrias, las que podrían favorecer la contaminación sus aguas. Otro hecho documentado es el rol que podrían tener aves migratorias en el traslado de bacterias resistentes desde una región geográfica a otra, en algunos casos, con rutas migratorias de miles de kilómetros. En Valdivia es posible encontrar, principalmente en humedales, aves migratorias como el Zarapito de pico recto o la gaviota

de Franklin que viajan de Norteamérica a nuestro país³⁰. Aves migratorias y no migratorias, sumado a la presencia y circulación de animales domésticos (principalmente; perros, caballos y vacas), los que pueden ser potenciales portadores asintomáticos de bacterias multiresistentes, podrían asociarse a la contaminación con bacterias resistentes a los antimicrobianos de los cuerpos de agua de menor caudal analizados en este estudio, cabe señalar, estos cuerpos de agua son los que están rodeados por la población de la ciudad estudiada.

Varios artículos abordan de una manera interesante la asociación entre la resistencia a los antimicrobianos y el cambio climático, señalando el aumento de las temperaturas como un factor determinante, donde, bacterias como *Campylobacter* spp o *Salmonella* spp se han adaptado a temperaturas más altas lo que tendrá como consecuencia traspaso de genes de resistencia a los antimicrobianos. Otro aspecto relacionado al cambio climático son las inundaciones, las que pueden diseminar bacterias multiresistentes a la población aledaña a ríos o lagos, donde se podrían originar infecciones³¹. Valdivia se caracteriza por ser una ciudad lluviosa; sin embargo, estos últimos años las precipitaciones han sido de menor cuantía, las que se pueden describir como; lluvias de corta duración con una importante cantidad de agua caída, lo que genera desborde de cuerpos de agua, los que se pueden contaminar con residuos generados por actividad humana, o como se señaló anteriormente, diseminar patógenos más allá de los límites del cauce natural³².

Considerando los antimicrobianos no b-lactámicos, obtuvimos una resistencia mayor a 50% para tetraciclina en los aislados de *E. coli* y *K. pneumoniae*. Este compuesto es el tercer antimicrobiano que se puede encontrar en el medioambiente, seguido de penicilinas y quinolonas³³, siendo importante en medicina veterinaria, lo que podría explicar el porcentaje de resistencia encontrado. En un estudio realizado en México se informó un 54 % de resistencia a tetraciclina en *E. coli* aisladas de aguas superficiales³⁴. Por otro lado, los aislados de *E. coli* no presentaron resistencia frente a amikacina; sí hubo resistencia a gentamicina en 5%; diferente fue el fenómeno en *K. pneumoniae* donde la resistencia fue mayor para ambos aminoglucósidos probados. Algo opuesto fue reportado por CIK Cuevas y cols., en Paraguay, donde, *E. coli* y *K. pneumoniae* fueron 100% sensibles a estos dos aminoglucósidos³⁵. Está documentado el uso de aminoglucósidos en agricultura y medicina veterinaria. Estos antimicrobianos, cuando son inyectados en animales, son excretados por la orina, mezclándose con heces, las que se pueden utilizar como fertilizantes en campos de cultivos, favoreciendo la selección y aparición de bacterias resistentes; además, al alcanzar ambientes acuáticos, la transferencia de genes sería mucho más exitosa³⁶. El porcentaje de resistencia frente a nitrofurantoína fue de 7,5% para los aislados de

E. coli y de 42,9% para las 7 cepas de *K. pneumoniae*. Un estudio realizado en Estados Unidos reportó que no hubo resistencia a nitrofuranos en *E. coli* aisladas de diferentes fuentes de agua³⁷. Los nitrofuranos son antimicrobianos que se utilizaron en medicina veterinaria hasta que se prohibió su uso en animales destinados para consumo humano, debido a su potencial actividad carcinogénica. En Chile se prohibió en el año 1998, mediante la resolución 1500 exenta del Ministerio de Agricultura, que: “*prohíbe el uso de productos farmacéuticos de usos veterinarios que contengan sustancias derivadas de nitrofuranos y 5-nitroimidazoles para ser administrados a animales cuyos productos sean o puedan ser destinados a la alimentación humana, en cualquier etapa de su vida*”^{38,39}.

Considerando los diferentes perfiles obtenidos, frente a los 17 antimicrobianos probados, en los aislados de *E. coli* y *K. pneumoniae*, se puede observar una variabilidad entre las cepas aisladas en los distintos cuerpos de agua estudiados; sin embargo, una limitación de este trabajo fue no contar con técnicas moleculares que permitieran establecer fehacientemente los clones existentes en las especies estudiadas.

Sin duda, la resistencia a los antimicrobianos representa una amenaza real para la salud. Es imperioso trabajar

de manera mancomunada y coordinada en los tres ámbitos del concepto “Una Salud”, con la finalidad de detener la selección de bacterias multirresistentes debido al uso indebido de los antimicrobianos. En relación a los cuerpos de agua existentes en una ciudad, se debe implementar una vigilancia permanente, intentando identificar las actividades humanas que están favoreciendo la aparición de bacterias resistentes a múltiples fármacos en estos ecosistemas, de esta manera, evitar la propagación y afectación de animales y humanos.

Conclusiones

La detección de *E. coli* y *K. pneumoniae* multirresistentes en cuerpos de agua urbanos de la ciudad de Valdivia, confirma que estos ecosistemas actuarían como reservorios ambientales de bacterias resistentes a los antimicrobianos, lo que representa un riesgo potencial para la salud humana y animal. Estos resultados refuerzan la necesidad de implementar sistemas de vigilancia ambiental integrados bajo el enfoque “Una Salud”, tendientes a identificar rutas de contaminación de estos cuerpos de agua urbanos.

Referencias bibliográficas

1. Ho CS, Wong CT, Aung TT, Lakshminarayanan R, Mehta JS, Rauz S, et al. Antimicrobial resistance: a concise update. *The Lancet Microbe*. 2025; 6(1). <https://doi.org/10.1016/j.lanmic.2024.07.010>
2. Organización Panamericana de la Salud. Semana Mundial de Concientización sobre la Resistencia Antimicrobiana 2024. <https://www.paho.org/es/noticias/19-11-2024-semana-mundial-concientizacion-sobre-resistencia-antimicrobiana-2024>
3. World Health Organization. (2024). WHO bacterial priority pathogens list, 2024: bacterial pathogens of public health importance, to guide research, development, and strategies to prevent and control antimicrobial resistance, extraído de: <https://www.who.int/publications/i/item/9789240093461>
4. McGuinness S, Muhi S, Maya L, Babiker A, Theunissen C, Giacomo S, et al. For the GeoSentinel Network, Patient characteristics and antimicrobial susceptibility profiles of *Escherichia coli* and *Klebsiella pneumoniae* infections in international travellers: a GeoSentinel analysis, *J Travel Med* 2025; (32), Issue 1, taae090, <https://doi.org/10.1093/jtm/taae090>
5. Janda JM, Abbott SL. The changing face of the family *Enterobacteriaceae* (order: “Enterobacterales”): new members, taxonomic issues, geographic expansion, and new diseases and disease syndromes. *Clin Microbiol Rev*.2021;34: e00174-20. <https://doi.org/10.1128/CMR.00174-20>.
6. FAO, UNEP, WHO, and WOA. One Health Joint Plan of Action (2022–2026). Working together for the health of humans, animals, plants and the environment. Rome. 2022. <https://doi.org/10.4060/cc2289en>
7. Rojas-Quezada C, Jorquera-Guajardo F, Steiniger S. Acceder caminando a los humedales urbanos: una oportunidad de recreación y bienestar. *Revista Urbano*. 2022; 25(46): 56-67. doi: 10.22320/07183607.2022.25.46.05
8. Joseph N, Lucas J, Viswanath N, Findlay R, Sprinkle J, Strickland S, et al. Investigation of relationships between fecal contamination, cattle grazing, human recreation, and microbial source tracking markers in a mixed-land-use rangeland watershed. *Water Res*. 2021; 194: 116921. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116921>
9. Pérez-Etayo L, González D, Vitas AI. The aquatic ecosystem, a good environment for the horizontal transfer of antimicrobial resistance and virulence-associated factors among extended spectrum β -lactamases producing *E. coli*. *Microorganisms*. 2020; 8(4): 568. Published 2020 Apr 15. doi: 10.3390/microorganisms8040568
10. Clinical and Laboratory Standards Institute. 2018. Performance standards for antimicrobial disk susceptibility tests; approved standard-13th ed. M02. Clinical and Laboratory Standards Institute, Wayne, PA.
11. Clinical and Laboratory Standards Institute. (2023). Performance Standards for Antimicrobial Susceptibility Testing (33rd ed.; CLSI supplement M100).
12. Famiglietti A, Quinteros M, Vásquez M, Marin M, Nicola F, Radice M, et al. Consenso sobre las pruebas de sensibilidad a los antimicrobianos en *Enterobacteriaceae*. *Rev Argentina Microbiol*. 2005; 37: 57-66 https://www.scielo.org.ar/scielo.php?pid=S032575412005000100008&script=sci_arttext&lng=en
13. Prat S. Recomendaciones para detección de carbapenemasas en Enterobacterias y *Pseudomonas aeruginosa*. Instituto de Salud Pública, Ministerio de Salud, Chile- 2018. Disponible en: <https://www.ispch.cl/sites/default/files/Recomendaciones%20para%20detecci%C3%B3n%20carbapenemasas%20en%20enterobacterias%20y%20pseudomonas%20aeruginosa..pdf>
14. Reyes-Chacón J, Villacis-Acuña J, Chicaiza-Alomoto S, Satán-Salazar C, Salas-Iglesias

- S, Ushiña-Cueva L, et al. Inactivación del carbapenémico, un método alternativo para detectar carbapenemasa tipo KPC en *Enterobacteriaceae*. *Infectio*. 2017; 21(4): 251-4. <https://doi.org/10.22354/in.v21i4.688>
15. R Core Team. *R: A Language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2024. <<https://www.R-project.org/>>.
16. Falgenhauer L, Schwengers O, Schmiedel J, Baars C, Lambrecht O, Heß S, et al.. Multidrug-resistant and clinically relevant gram-negative bacteria are present in German Surface Waters. *Frontiers Microbiol*. 2019; 10: 2779. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.02779>
17. Zhang L, Ma X, Luo L, Hu N, Duan J, Tang Z, et al. The prevalence and characterization of extended-spectrum β -lactamase- and carbapenemase-producing bacteria from hospital sewage, treated effluents and receiving rivers. *Int J Environ Res Public Health*. 2020; 17(4), 1183. <https://doi.org/10.3390/ijerph17041183>
18. Díaz-Gavidia C, Barría C, Rivas L, García P, Álvarez F, González-Rocha G, et al. Isolation of ciprofloxacin and ceftazidime-resistant Enterobacterales from vegetables and river water is strongly associated with the season and the sample type. *Front Microbiol*. 2021; 12: 604567. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.604567>
19. Bartholin J, Barrera M, Vega B, Berrocal L. Antibiotic-resistant bacteria in environmental water sources from Southern Chile: A potential threat to human health. *Microbiol Res* 2023; 14(4): 1764-73. <https://doi.org/10.3390/microbiolres14040121>
20. Ruiz SE, Morandini FN, Panzetta ME, Lipari FG, Irrazábal MG, Toselli R, et al. Urban wastewater overflows as hotspots for dissemination of bacteria producing extended-spectrum β -lactamases and carbapenemases in the Suquia River, Argentina. *Front Microbiol*. 2025 Sep 24; 16:1669531 <https://doi.org/10.3389/fmicb.2025.1669531>
21. Juraschek K, Malekzadah J, Malorny B, Käsbohrer A, Schwarz S, Meemken D, et al. Characterization of qnrB-carrying plasmids from ESBL- and non-ESBL-producing *Escherichia coli*. *BMC Genomics*. 2022; 23: 365 <https://doi.org/10.1186/s12864-022-08564-y>
22. Hossain M, Chowdhury A, Islam M, Kirtunia R, Abedin M, Alam M, et al. Multidrug-resistant ESBL *E. coli* in urban surface waters and public health implications: A case study from Goranchatbari, Dhaka. *Heliyon*. 2025 doi: 10.1016/j.heliyon.2025.e42219
23. Kasparaviciene B, Novoslavskij A, Aksomaitiene J, Stankeviciene J, Kasetiene N, Sinkevicius R, et al. Prevalence and antimicrobial resistance of ESBL *E. coli* in early broiler production stage and farm environment in Lithuania. *microorganisms*. 2025; 13(2): 425. <https://doi.org/10.3390/microorganisms13020425>
24. Bartley S, Domitrovic T, Moretto, V, Santos C, Ponce-Terashima R, Reis M, et al. Antibiotic resistance in *Enterobacteriaceae* from surface waters in urban Brazil highlights the risks of poor sanitation. *Am J Trop Med Hygiene*, 2019; 100(6): 1369–77. <https://doi.org/10.4269/ajtmh.18-0726>
25. Mataseje L, Neumann N, Crago B, Baudry P, Zhanel G, Louie M, et al. ARO Water Study Group. Characterization of ceftoxitin-resistant *Escherichia coli* isolates from recreational beaches and private drinking water in Canada between 2004 and 2006. *Antimicrob Agents Chemother*. 2009; 53(7): 3126-30. <https://doi.org/10.1128/AAC.01353-08>
26. Getzlaff P, Polsfuss S, Poledica M, Hombach M, Giger J, Böttger E, et al. Detection of AmpC beta-lactamase in *Escherichia coli*: comparison of three phenotypic confirmation assays and genetic analysis. *J Clin Microbiol*. 2011; 49(8): 2924-32. <https://doi.org/10.1128/JCM.00091-11>
27. Rosas C, Wilksch J, Barber J, Li J, Wang Y, Sun Z, et al. The evolutionary mechanism of non-carbapenemase carbapenem-resistant phenotypes in *Klebsiella* spp. *eLife*. 2023; 12: e83107. <https://doi.org/10.7554/eLife.83107>
28. Mollenkopf D, Lee S, Ballash G, Sulliván S, Lee J, Wittum T. Carbapenemase-producing Enterobacterales and their carbapenemase genes are stably recovered across the wastewater-watershed ecosystem nexus. *Sci Total Environ*. 2025; 975: 179241. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179241>
29. Wang C, Song Y, Liang J, Wang Y, Zhang D, Zhao Z. Antibiotic resistance genes are transferred from manure-contaminated water bodies to the gut microbiota of animals through the food chain. *Environ Pollut*. 2024; 363(Pt 1): 125087. doi: 10.1016/j.envpol.2024.125087
30. Lin Y, Dong X, Sun R, Wu J, Tian LJ, Rao D, et al. Migratory birds-one major source of environmental antibiotic resistance around Qinghai Lake, China. *Sci Total Environ*. 2020; 739: 139758. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.139758
31. Furlan JPR, Sellera FP, Lincopan N, Debone D, Miraglia SGEK, Tavella RA. Catastrophic floods and antimicrobial resistance: Interconnected threats with wide-ranging impacts. *One Health*. 2024; 19: 100891. Published 2024 Sep 10. doi: 10.1016/j.onehlt.2024.100891
32. Dirección General de Aguas (DGA), del Ministerio de Obras Públicas de Chile. 2025. Boletín N° 564. Información pluviométrica, nieves, fluviométrica, estados de embalses y aguas subterráneas. Extraído de: <https://dga.mop.gob.cl/uploads/sites/13/2025/01/Boletin-DGA-Mayo-2025.pdf>
33. Borghi A, Palma M. Tetracycline: production, waste treatment and environmental impact assessment. *Braz J Pharm Sci*. 2014; 50(1): 25-40. <https://doi.org/10.1590/S1984-82502011000100003>
34. Ortega-Balleza JL, Requena-Castro R, Cruz-Hernández MA, Martínez-Vázquez AV, Castro-Escarpullí G & Bocanegra-García V. Resistencia a tetraciclinas en *Escherichia coli* aisladas de aguas superficiales y residuales de Tamaulipas, México. *Rev Intern Contaminación Ambiental*. 2024; 40 <https://doi.org/10.20937/rica.54492>
35. Cuevas CIK, Sanabria GME, Vera GAG, Álvarez CGC, Godoy EJR. Detección de bacterias multidrogo resistentes en aguas de Establecimientos de Salud. En *Anales de la Facultad de Ciencias Médicas*. 2024; 57 (3): 17-27. <https://doi.org/10.18004/anales/2024.057.03.17>
36. Patra M, Dubey S. Understanding the spread of antibiotic resistance in vegetables cultivated with sewage sludge: implications for food safety and human health. *Environ Syst Res*. 2024; 13: 21 <https://doi.org/10.1186/s40068-024-00347-6>
37. Haberecht HB, Nealon NJ, Gilliland JR, Holder AV, Runyan C, Oppel RC, et al. *Escherichia coli* resistente a antimicrobianos en aguas ambientales del norte de Colorado. *Rev Salud Pública Ambiental*, 2019 (1): 3862949. <https://doi.org/10.1155/2019/3862949>
38. Mei Q, Ma B, Li J, Deng X, Shuai J, Zhou Y, et al. Simultaneous detection of three nitrofurán antibiotics by the lateral flow immunoassay based on europium nanoparticles in aquatic products. *Food Chemistry*. 2024; 439:138171. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2023.138171>
39. MINAGRI (Ministerio de Agricultura de Chile). 1998. Resolución 1500 exenta, prohíbe el uso de productos farmacéuticos de uso veterinario que contengan sustancias derivadas de nitrofuranos y 5-nitroimidazoles, para ser administrados a animales cuyos productos sean o puedan ser destinados a la alimentación humana, en cualquier etapa de su vida. Extraído en: <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=99607&idVersion=1998-05-29>