

Artículo original de investigación

Contaminación del agua en piscinas por microorganismos, un riesgo potencial para la salud
Contamination of water in swimming pools by microorganisms, a potential health risk.

Paredes Lascano Patricia Lorena*, Toapanta Yugcha Iván Guillermo**, Bravo Paredes Leonardo Alejandro***, Aguayo Escobar Andrea****

* Universidad Técnica de Ambato, Servicio de Pediatría. Hospital General Ambato. <https://orcid.org/0000-0002-1029-9558>.

** Universidad Técnica de Ambato, Servicio de Pediatría. Hospital General Ambato. <https://orcid.org/0000-0002-6338-3083>.

*** Universidad Católica del Ecuador. <https://orcid.org/0000-0002-4497-1680>

**** Hospital General Ambato. <https://orcid.org/0000-0001-6180-8319>.

patricialparedes@uta.edu.ec

Recibido: 15 de agosto del 2024

Revisado: 19 de septiembre del 2024

Aceptado: 28 de septiembre del 2024

Resumen.

Introducción: En la superficie terrestre el agua es el componente más abundante y de todos los organismos vivos, la misma que ha sido afectada por la contaminación ambiental, esto ha conllevado a la proliferación de bacterias patógenas multirresistentes a antibióticos e implicadas en múltiples infecciones en el ser humano, de difícil control con antibióticos usuales.

Objetivos: Identificar bacterias productoras de BLEE en 25 piscinas de la provincia de Tungurahua .

Metodología: Estudio descriptivo de campo, con enfoque cuali-cuantitativo, muestreo no probabilístico.

Resultados: Las cepas que se aislaron en las piscinas fueron E. Coli, Klebsiella, Acinetobacter y Pseudomona productoras de BLEE, con sensibilidad a la levofloxacina, ciprofloxacina, gentamicina y resistencia a trimetoprima/sulfametoxazol, piperacilina/tazobactam y aztreonam entre otros.

Conclusión: La investigación demuestra la presencia de bacterias productoras de BLEE en las aguas de uso recreativo, lo que significa riesgo para los usuarios, por ello es imperativo un cambio en las normativas ecuatorianas en referencia al número permisible de estos microorganismo, así como enfatizar en el control periódico de las condiciones físico químicas y bacteriológicas del agua estancada en piscinas recreativas.

Palabras clave: piscinas, bacterias, betalactamasas de espectro extendido, resistencia antibiótica.

Abstract

Introduction: On the Earth's surface, water is the most abundant component and of all living organisms, it has been affected by environmental pollution, this has led to the proliferation of pathogenic bacteria that are multi-resistant to antibiotics and involved in multiple infections in the environment. human being, difficult to control with usual antibiotics.

Objectives: Identify ESBL-producing bacteria in 25 swimming pools in the province of Tungurahua.

Methodology: Descriptive field study, with a qualitative-quantitative approach, non-probabilistic sampling.

Results: The strains that were isolated in the pools were ESBL-producing E. Coli, Klebsiella, Acinetobacter and Pseudomona, with sensitivity to levofloxacin, ciprofloxacin, gentamicin and resistance to trimethoprim/sulfamethoxazole, piperacillin/tazobactam and aztreonam among others.

Conclusion: The research demonstrates the presence of ESBL-producing bacteria in recreational waters, which means risk for users, which is why a change in Ecuadorian regulations is imperative in reference to the

permissible number of these microorganisms, as well as emphasizing the periodic control of the physical, chemical and bacteriological conditions of stagnant water in recreational pools.

Keywords: swimming pools, bacteria, extended spectrum beta-lactamase, antibiotic resistance.

Introducción.

El agua es el componente más abundante en la superficie del planeta y de todos los organismos vivos, puede transportar bacterias patógenas las mismas que pueden ser oportunistas o parte de la flora normal del cuerpo humano, el análisis físico químico y bacteriológico de las aguas de las piscinas es de gran importancia ya que se puede identificar microorganismos que pueden provocar enfermedades como otitis, gastroenteritis, amebiasis, infecciones de la piel y genitourinarias, conjuntivitis, etc., los microorganismos que pueden ser transmitidos a los seres humanos en las piscinas recreativas son Salmonella, Shigella, Klebsiella, Escherichia coli, Citrobacter, Pseudomonas, Vibrio, Aeromonas, Enterovirus y protozoarios (1). La población infantil es la más afectada, debido a que utiliza estas instalaciones con fines recreativos y turísticos.

En la actualidad el apareamiento de “superbacterias” productoras de β -lactamasas de espectro extendido (BLEE) en el agua dulce estancada plantea un desafío para el turismo recreativo, debido a que estas pueden ocasionar enfermedades graves que ponen en riesgo la vida de los usuarios.

Las β -lactamasas son enzimas que degradan el anillo betalactámico y actúan como mecanismos de resistencia natural, identificadas por primera vez en cepas de E. Coli en 1940, estas enzimas son utilizadas por las bacterias para competir por un nicho con otros microorganismos, no obstante, con el advenimiento de la penicilina empiezan a aparecer las primeras cepas de Staphylococcus resistentes a la acción de los antibióticos betalactámicos como las penicilinas, cefalosporinas y carbenepémicos.

Las BLEE constituyen un conjunto de enzimas causantes de fallos terapéuticos al descomponer el anillo betalactámico, un mecanismo de resistencia presente tanto en bacterias gram negativas como gram positivas (2). Estas enzimas pueden estar codificadas cromosómicamente en algunas bacterias o pueden ser transmitidas de manera horizontal a través de material genético,

localizados en elementos genéticos como los integrones o insertados en elementos móviles como los transposones y plásmidos; estas β -lactamasas se diferencian por su espectro de resistencia, así las BLEE confieren resistencia a las penicilinas, cefalosporinas de primera, segunda, tercera y cuarta generación y al aztreonam, siendo inhibidas por el ácido clavulánico u otros inhibidores de β -lactamasas como el tazobactam y el sulbactam (3).

Durante los últimos años, la proliferación de Enterobacteriaceae productoras de BLEE, principalmente E. Coli y Klebsiella pneumoniae, se ha incrementado rápidamente a nivel mundial, los pacientes enfrentan desafíos clínicos significativos, ya que el retraso en el inicio de la terapia antimicrobiana adecuada y las opciones limitadas de tratamiento, pueden resultar en consecuencias graves como infecciones del tracto respiratorio, urinario, sepsis grave o shock séptico, meningitis bacteriana, otitis, infecciones oculares, infecciones intraabdominales, entre otras (4).

La E. Coli puede generar enzimas (betalactamasas) cromosómicas o extracromosómicas, las cuales son mediadas por plásmidos, los mismos que codifican las BLEE y portan genes de resistencia denominados transposones a otros antimicrobianos como aminoglucósidos, tetraciclinas y cotrimoxazol, es por esta razón que se produce una resistencia cruzada y el tratamiento de las infecciones causadas por estas cepas son de difícil resolución (5).

Las bombas de eflujo de varios fármacos funcionan en primera instancia para proteger a las bacterias contra los antimicrobianos al reducir la concentración intracelular de los fármacos. Funcionan a través de la hidrólisis del ATP para el suministro de energía, especialmente los miembros de la familia ABC, mientras que los otros transportadores incluido la familia MATE, MFS, RND y SMR, usan la fuerza motriz de protones proporcionada por H^+ o el gradiente electroquímico de Na^+ para proveer energía y luego eliminar múltiples compuestos (6).

Las enterobacterias presentan también diferentes tipos de mecanismos de resistencia (modificación del sitio blanco, bombas de eflujo, porinas, etc) y presentan genes que atribuyen resistencia a más de un tipo de antibiótico, habitualmente esta resistencia se localiza en el cromosoma y en los plásmidos que tienen la cualidad de ser elementos genéticos móviles y pueden transmitir la resistencia a otros antibióticos entre bacterias de la misma especie o especies diferentes. Las porinas desempeñan un papel fundamental en la aparición de resistencias, especialmente, las porinas de *Escherichia coli*, como OmpC y OmpF, que tienen un impacto significativo en el tratamiento antibiótico de infecciones causadas por este microorganismo. Estas porinas son proteínas con forma de barril que conforman un canal a través de la membrana externa (7,20).

En este contexto, resulta necesario explorar la prevalencia de las BLEE en aguas de piscinas, así como identificar otros agentes etiológicos presentes en estos entornos acuáticos. Además, es esencial comprender las enfermedades asociadas con la presencia de BLEE, tanto a nivel general como en los usuarios de estas aguas recreativas. Este abordaje epidemiológico bacteriano aporta a la delimitación de la magnitud del riesgo asociado a estos espacios acuáticos recreativos (8).

La investigación se centra en identificar bacterias productoras de BLEE en los medios acuáticos y exponer el potencial contagio de las personas expuestas a piscinas contaminadas, se mencionan además las complicaciones publicadas en pacientes contaminados con BLEE en entornos acuáticos, específicamente en piscinas, y se aborda la sensibilidad a los diversos antibióticos para mitigar la propagación y complicación de estas infecciones.

Con el propósito de abordar esta problemática de relevancia en salud pública, los objetivos de la presente investigación se centran en identificar las superbacterias contaminantes en entornos acuáticos recreativos de la provincia de Tungurahua. A través de un enfoque cuantitativo y descriptivo, se pretende determinar los factores físicoquímicos de piscinas, analizar la relación entre estos factores y la presencia de enterobacterias productoras de betalactamasas de espectro extendido (BLEE), cuantificar colonias de

coliformes totales y fecales, e identificar bacterias multirresistentes productoras de BLEE mediante cultivo y antibiograma, evaluando su susceptibilidad y resistencia antimicrobiana (9).

Se pretende aportar elementos fundamentales para formular estrategias de prevención y control específicas en piscinas. Además, este enfoque contribuirá significativamente al fortalecimiento de la salud pública en la provincia de Tungurahua-Ecuador, al proporcionar una base científica sólida para la implementación de medidas efectivas destinadas a mitigar la propagación de estas superbacterias en los ecosistemas acuáticos.

Materiales y métodos

El presente estudio es de tipo descriptivo observacional de campo con enfoque cuali-cuantitativo con el objetivo de analizar las propiedades físicoquímicas y establecer la presencia de patógenos en veinticinco piscinas de agua dulce de uso recreativo en la provincia de Tungurahua-Ecuador, en el período de julio a diciembre del 2023.

Muestreo

La selección de la muestra se la realizó mediante muestreo no probabilístico al buscar analizar la presencia de superbacterias contaminantes presentes en aguas de uso recreativo (piscinas). Para las muestras se utilizaron frascos ámbar de 250 mL los cuales fueron esterilizados mediante calor húmedo, considerando una estabilidad máxima de 6 horas a 4°C, previamente a la esterilización se adicionó tiosulfato de sodio (100 mg/L).

La selección de las piscinas se realizó determinando la afluencia de bañistas y el lugar preferido de los turistas. Las muestras fueron recolectadas a las horas de mayor demanda. Para proteger la reputación de las mismas, las muestras fueron anónimas y se obtuvo consentimiento informado.

Análisis físico de muestras in situ y en laboratorio.

Al momento del muestreo se realizó una medición de temperatura, humedad ambiental y temperatura del agua. Luego de transportar la muestra al laboratorio se realizó una determinación de cloro

residual y de pH mediante un potenciómetro calibrado.

Determinación de concentración de UFC (unidades formadoras de colonias)

Para la cuantificación de UFC en las muestras se utilizó la técnica conteo en Petrifilm; para el cual se sembró 1 mL de 3 diluciones de la muestra (1:1, 1:10 y 1:100), y en muestras con alta carga de microorganismos se realizó una cuarta dilución (1:1000); los petrifilms fueron incubados por 24 horas a 37 °C.

Diferenciación de colonias bacterianas y tinción de gram

La tinción de gram se realizó en muestras que mostraban crecimiento y luego se reinocularon en agar MacConkey durante 24 horas a 37°C.

Diferenciación de colonias resistentes a betalactámicos y diferenciación de especies.

En muestras inoculadas en agar MacConkey se realizó una diferenciación visual y microscópica de las colonias para diferenciar las especies. Cada colonia diferente se resembró en chromagar diferencial para bacterias gram negativas resistentes a antibióticos betalactámicos, los medios se incubaron a 37°C durante 24 horas.

Determinación de concentración mínima inhibitoria a antibióticos betalactámicos.

Las colonias que habían crecido en la prueba anterior se diluyeron en agua estéril a un valor de 0,5 en la escala de McFarland, 30 µL de esta solución se incubó en caldo Mueller Hinton. Luego se colocaron, 50 µL de esta nueva solución en cada

uno de los 96 pocillos de la placa Sensititre™ GNX2F, y se incubaron durante 24 horas a 37°C.

Análisis y resultados

El análisis físico de las muestras mostró una alta concentración de cloro disuelto de acuerdo con los límites propuestos por el Texto Unificado de Legislación del Ministerio del Ambiente (TULSMA) para el uso recreativo, el cambio de pH fue mínimo. Los niveles de pH varían de 6,1 (pH ácido) en la piscina T, piscina H y piscina V, hasta 7,7 (pH alcalino) en la piscina X, en la piscina S se observa altas concentraciones de cloro residual con un valor de 0,299 mg/L. La temperatura de las piscinas estudiadas varía entre 21,3°C y 36,5 °C con una humedad del 88% en la piscina I y del 24,5% en la piscina G.

Además se evidencia una considerable afluencia de bañistas en la piscina T, donde se determinó la presencia de suciedad y un elevado nivel de cloro. A diferencia de la piscina H y X que registra menor afluencia de bañistas y ausencia de cloro residual en sus aguas.

Para cuantificar las unidades formadoras de colonias (UFC) en cada muestra, se sembraron placas petrifilm para el conteo de coliformes y enterobacterias. En caso de concentraciones altas de UFC, la muestra se diluyó con agua destilada y se cuantificó utilizando la metodología de conteo más probable. Comparando los resultados con la normativa nacional de TULSMA, se encontró que en las muestras de 4 piscinas (C, D, G, I) no respetan los parámetros establecidos para aguas de uso recreativo superando el límite permitido de coliformes fecales y totales.

Tabla 1: Análisis físico (pH, cloro total, temperatura, temperatura y humedad ambientales).

n	Muestras	n Muestras	Piscina	pH	Cloro residual (mg/L)	Temp. Agua (°C)	Temp. Ambiente (°C)	Hum. Ambiente (%)
1	M	2	Piscina M	7,2	0,229	28,1	12,8	80
2	N	2	Piscina N	7,6	0,166	31,9	29,2	44
3	O	2	Piscina O	6,5	0,178	23,8	13,5	84
4	P	2	Piscina P	6,2	0,1	22,6	18	86
5	Q	2	Piscina Q	6,7	0,12	26	36,2	40,5

6	R	2	Piscina R	6,8	0,176	32,1	32,7	41,5
7	A	2	Piscina A	6,9	0,08	29,7	32,5	39,7
8	S	2	Piscina S	6,5	0,299	32	32,6	40,8
9	T	2	Piscina T	6,1	0,09	32,2	32,6	42
10	B	2	Piscina B	6,8	0,04	25	20	88
11	U	2	Piscina U	6,7	0,124	28	24	64
12	C	1	Piscina C	6,4	0,031	31,1	16	63,6
13	D	1	Piscina D	6,2	0,02	33	16	63,6
14	E	1	Piscina E	6,8	0,03	33,5	30,6	56,7
15	F	1	Piscina F	6,6	0,09	25,3	31,8	34,6
16	V	1	Piscina V	6,1	0,198	31,5	29,7	45,4
17	W	1	Piscina W	6,8	0,045	25,8	27,8	64,6
18	X	1	Piscina X	7,7	0,14	24,5	30,1	32,9
19	G	1	Piscina G	6,4	0,096	32,4	32,4	24,5
20	H	1	Piscina H	6,1	0,118	27,7	32	70
21	I	1	Piscina I	6,6	0,07	29,9	31,6	88,7
22	Y	1	Piscina Y	7,1	0,137	21,3	28	50
23	J	1	Piscina J	6,8	0,05	22,2	34,4	59
24	K	1	Piscina K	6,5	0,06	27,3	29,6	31
25	L	1	Piscina L	7	0,09	26,8	33,3	58

Fuente: Elaboración propia

La diferenciación se realizó considerando las características de las colonias tales como: forma, tamaño, consistencia, color, olor y turbidez. Todas las colonias analizadas dieron una tinción de Gram negativa, también se puede evidenciar que en las piscinas D, E, y G existe un mayor número de colonias en comparación con otras piscinas.

Cada colonia procesada se volvió a sembrar en un medio cromogénico diferencial para enterobacterias productoras de betalactamasas de

espectro extendido (BLEE), que también permite la diferenciación de especies de enterobacterias con base en las características físicas que adquieren las colonias en el medio (tabla 2). En las 37 muestras procesadas se encontraron 2 piscinas (10,81%) en las que no hubo crecimiento. Es importante también mencionar que se encontró una alta incidencia de colonias BLEE del género *Acinetobacter* en el 54%, *Pseudomonas* en el 13,5%, *Klebsiella* (KEC) en el 13,5% y *E. coli* en el 8,10% en las muestras de las piscinas (figura 1).

Tabla 2: Resultados del aislamiento y diferenciación de bacterias resistentes a betalactámicos

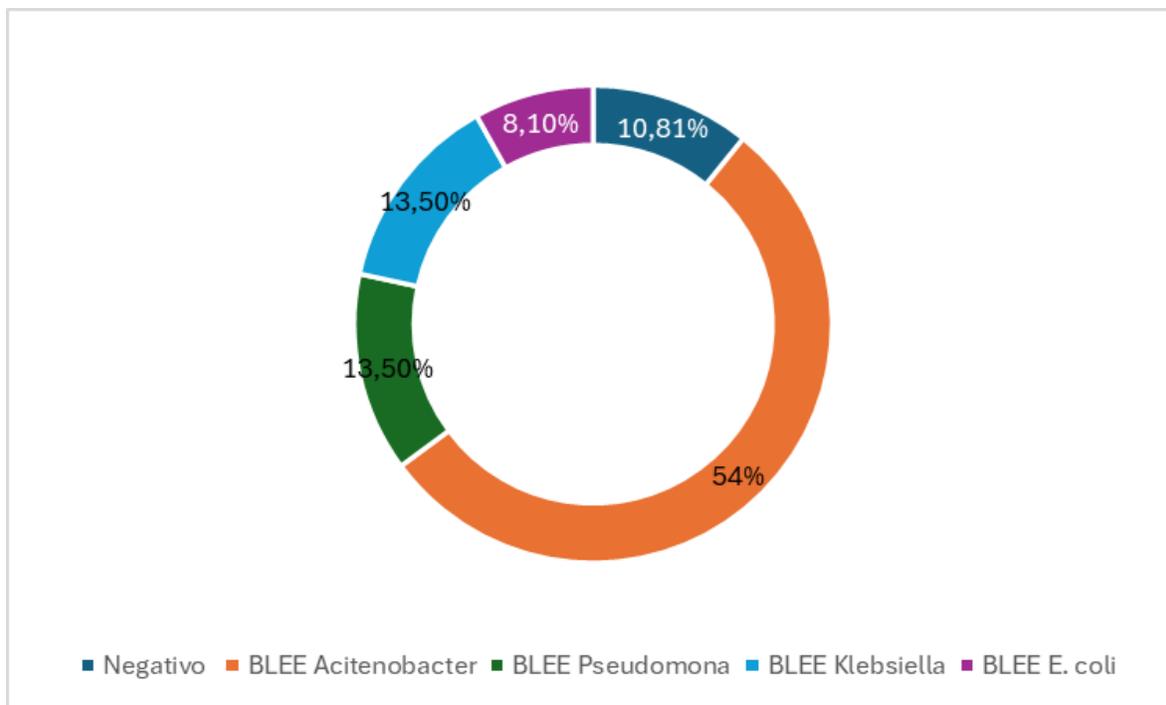
Nº	Muestra	Piscina	Crecimiento en Agar	Características	Especie	Cód. Piscina/Especie
1	R	Piscina R	(-)	(-)	(-)	(-)
2	R	Piscina R	(-)	(-)	(-)	(-)
3	A	Piscina A	(+)	Crema	<i>BLEE Acinetobacter</i>	A-A1
4	A	Piscina A	(+)	Translúcido	<i>BLEE Pseudomonas</i>	A-P1
5	S	Piscina S	(-)	(-)	(-)	(-)
6	S	Piscina S	(-)	(-)	(-)	(-)
7	B	Piscina B	(+)	Translúcido	<i>BLEE Pseudomonas</i>	B-P1
8	B	Piscina B	(+)	Translúcido	<i>BLEE Pseudomonas</i>	B-P2
9	B	Piscina B	(+)	Crema	<i>BLEE Acinetobacter</i>	B-A1
10	B	Piscina B	(+)	Translúcido	<i>BLEE Pseudomonas</i>	B-P3
11	B	Piscina B	(+)	Crema	<i>BLEE Acinetobacter</i>	B-A2
12	C	Piscina C	(+)	Rojo-azul	<i>BLEE KEC</i>	C-KEC1
13	C	Piscina C	(+)	Azul	<i>BLEE KEC</i>	C-KEC2
14	C	Piscina C	(+)	Crema	<i>BLEE Acinetobacter</i>	C-A1
15	D	Piscina D	(+)	Crema	<i>BLEE Acinetobacter</i>	D-A1
16	D	Piscina D	(+)	Crema	<i>BLEE Acinetobacter</i>	D-A2
17	D	Piscina D	(+)	Rojo-azul	<i>BLEE KEC</i>	D-KEC1
18	E	Piscina E	(+)	Crema	<i>BLEE Acinetobacter</i>	E-A1
19	E	Piscina E	(+)	Rojo	<i>BLEE E. coli</i>	E-EC1
20	E	Piscina E	(+)	Rojo	<i>BLEE E. coli</i>	E-EC2
21	E	Piscina E	(+)	Rojo-azul	<i>BLEE KEC</i>	E-KEC1
22	E	Piscina E	(+)	Crema	<i>BLEE Acinetobacter</i>	E-A2
23	E	Piscina E	(+)	Azul	<i>BLEE KEC</i>	E-KEC2
24	F	Piscina F	(+)	Crema	<i>BLEE Acinetobacter</i>	F-A1
25	F	Piscina F	(+)	Crema	<i>BLEE Acinetobacter</i>	F-A2
26	G	Piscina G	(+)	Rojo	<i>BLEE E. coli</i>	G-EC1
27	G	Piscina G	(+)	Crema	<i>BLEE Acinetobacter</i>	G-A1
28	G	Piscina G	(+)	Crema	<i>BLEE Acinetobacter</i>	G-A2
29	G	Piscina G	(+)	Crema	<i>BLEE Acinetobacter</i>	G-A3
30	H	Piscina H	(+)	Translúcido	<i>BLEE Pseudomonas</i>	H-P1
31	I	Piscina I	(+)	Crema	<i>BLEE Acinetobacter</i>	I-A1
32	I	Piscina I	(+)	Crema	<i>BLEE Acinetobacter</i>	I-A2
33	J	Piscina J	(+)	Crema	<i>BLEE Acinetobacter</i>	J-A1
34	K	Piscina K	(+)	Crema	<i>BLEE Acinetobacter</i>	K-A1

35	K	Piscina K	(+)	Crema	<i>BLEE Acinetobacter</i>	K-A2
36	L	Piscina L	(+)	Crema	<i>BLEE Acinetobacter</i>	L-A1
37	L	Piscina L	(+)	Crema	<i>BLEE Acinetobacter</i>	L-A2

Nomenclatura: A (Acinetobacter), EC (E. coli), KEC (Klebsiella), P(Pseudomonas)

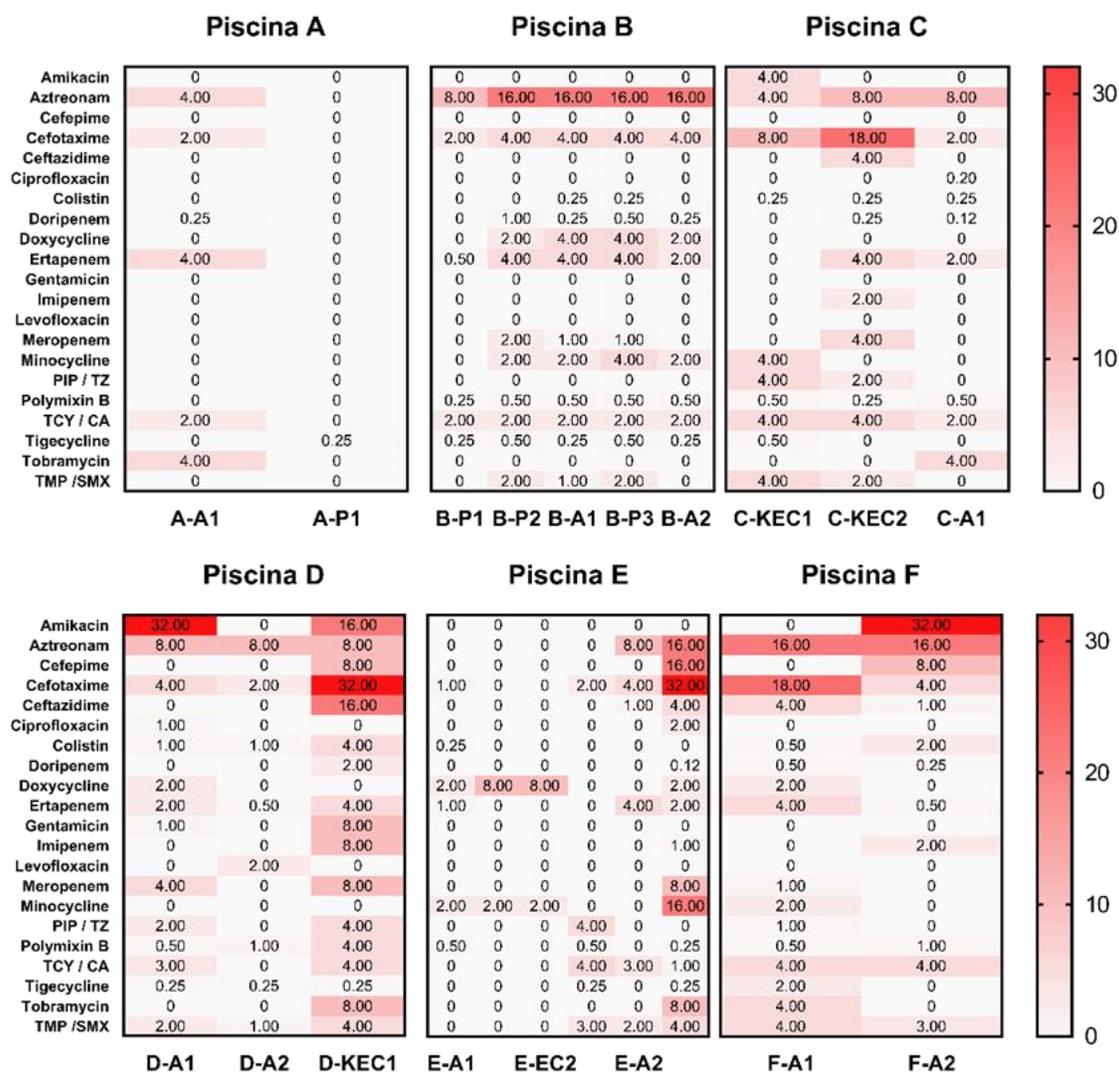
Fuente: Elaboración propia

Figura 1. Porcentaje de bacterias identificadas en las piscinas



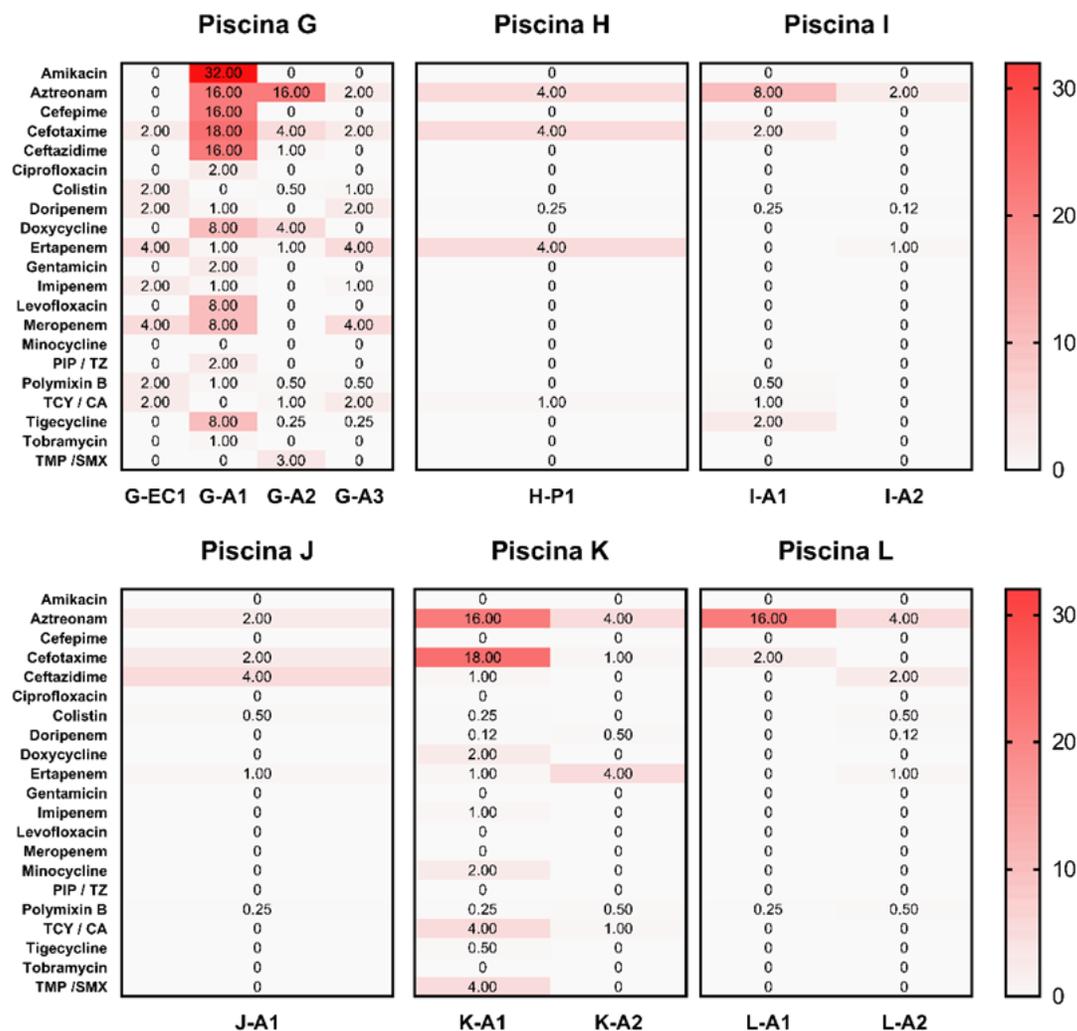
Fuente: Elaboración propia

Figura 2. Mapa de calor de la concentración mínima inhibitoria de las colonias de bacterias encontradas en las piscinas A-F.



Fuente: Elaboración propia

Figura 3: Mapa de calor de la concentración mínima inhibitoria de las colonias de bacterias encontradas en las piscinas G-L.



Fuente: Elaboración propia

La concentración mínima inhibitoria (CMI) es la concentración menor de un antibiótico que inhibe el crecimiento visible de una cepa bacteriana determinada y se mide en microgramos por mililitro ($\mu\text{g}/\text{mL}$).

El mapa de calor permite representar intuitivamente datos complejos, identificar patrones de sensibilidad o resistencia, y sugerir tratamientos más apropiados para las infecciones bacterianas.

En los mapas de calor, la coloración rojo intenso indica alta resistencia al antibiótico, mientras que el color rojo de menor intensidad indica una resistencia parcial. Finalmente, la ausencia de color indica la no resistencia, lo que nos determina una buena sensibilidad al antibiótico.

En el ejemplo en la piscina B, la banda roja muestra una alta resistencia al Aztreonam, una resistencia intermedia a la Ticarcilina / Ácido clavulánico, y ninguna resistencia a Amikacina, Cefepima,

Ceftazidima, Ciprofloxacina, Gentamicina, Imipenem, Levofloxacina, Piperacilina/Tazobactam y Tobramicina.

Discusión

La presencia de bacterias en las piscinas es una preocupación significativa para la salud pública. Las bacterias pueden proliferar en las piscinas debido a diversos factores, incluyendo el nivel de cloro, la frecuencia de uso, la higiene de los bañistas y el mantenimiento general de las instalaciones.

El pH es un indicador de la calidad del agua. Según Pérez (2016), un pH ácido puede causar irritación a nivel de mucosas, órganos internos y procesos ulcerativos, mientras que un pH alcalino se ha visto relacionado con agua de apariencia opaca y la efectividad del cloro tiende a disminuir y concomitantemente la capacidad de desinfección.

Respecto al pH y cloro de las piscinas, en este estudio osciló entre 6.1-7.7, además se identificó cloro residual; de acuerdo al pH el cloro de las piscinas puede generar cloraminas que reducen su capacidad desinfectante y causar lesiones cutáneas. Un pH superior a 7.6, tendría efectos potencialmente nocivos para los usuarios, porque un pH alto transforma el cloro en ácido hipocloroso, el auténtico agente desinfectante con efectos deletéreos en cantidades que superen el rango de tolerancia reglamentaria, hallazgo encontrado en varias piscinas (10).

De acuerdo a la normativa TULSMA, el límite aceptable de coliformes es de 200 UFC/100 mL, y 1000UFC/100 ml de coliformes totales, 4 de las piscinas estudiadas no cumplieron con la reglamentación de coliformes fecales autorizados, a diferencia de aguas para recreación que cumplen con la normativa como los países bajos. Esta presencia de coliformes resultaría en graves infecciones durante el contacto con personas, por lo que estas piscinas no deben utilizarse con fines recreativos (11, 18).

En referencia al agua estancada, 4 piscinas de la provincia de Tungurahua no cumplen con los estándares TULSMA, mostrando UFC desde 254,7 a 14053, situación que indica contaminación bacteriana, una limpieza y mantenimiento inadecuado, así como número excesivo de bañistas

para la capacidad de las piscinas. Arrieta y Bonifaz (2019) en las piscinas de Baños-Ecuador encontraron una carga microbiana de 6550 UFC/ml en las piscinas más concurridas. Las principales causas de la formación de UFC fueron el aumento del número de visitantes, una limpieza deficiente y un control inadecuado de las tuberías de las piscinas (12). Estos resultados concuerdan con los resultados presentados, lo que indica que esta situación persiste en el tiempo.

El análisis de las muestras recolectadas en piscinas ha puesto en evidencia la presencia de bacterias productoras de betalactamasas de espectro extendido, como E. Coli, Pseudomona, Klebsiella y Acinetobacter, con resistencia a la mayoría de los antibióticos, varios estudios como el de Arellano y cols demuestran que el agua de piscinas superan los valores establecidos en las normativas locales (17). Estos hallazgos resaltan un panorama alarmante de resistencia microbiana en piscinas de Tungurahua, lo que enfatiza la importancia de abordar este fenómeno emergente en las discusiones de la calidad del agua para el uso recreativo. Analizando esta problemática, Ruiz y Enríquez (2021) señalan que la resistencia a los antibióticos de estas cepas implica un riesgo significativo para la salud humana. La exposición a estas bacterias resistentes compromete la eficacia de los tratamientos médicos convencionales, generando consecuencias negativas para la salud pública (13). Para Giono et al. (2020), la elevada resistencia antibiótica de los microorganismos en el agua dulce es debido a la contaminación por antibióticos residuales que se liberan a través de diferentes fuentes, como escorrentías agrícolas, vertidos de aguas servidas y lixiviaciones de granjas cercanas. En varios países se han establecido guías para hacer un seguimiento de cepas resistentes a antibióticos, sin embargo, estas consideraciones no se han reportado en la normativa ecuatoriana (14).

En el estudio realizado por Barroso et al. (2021) demuestra la presencia de E. coli productoras de BLEE en ecosistemas acuáticos, con un alto rango de resistencia a antibióticos que de manera usual son empleados como primera línea terapéutica en infecciones debido a estas bacterias. Esto da a conocer que existen diversos genes de resistencia a antibióticos para BLEE como: fluoroquinolonas,

aminoglucósidos, fenicoles, sulfonamidas. Estudios mencionan además que en el ambiente acuático se han encontrado más de 90% de cepas bacterianas resistentes a al menos un antibiótico y 20% a mínimo cinco (15).

Las cepas aisladas en las piscinas fueron E. Coli, Klebsiella, Acinetobacter y Pseudomona productoras de betalactamasas de espectro extendido. En las cepas aisladas la sensibilidad a los antibióticos fue diferente en cada piscina, pero en general se evidenció sensibilidad a la levofloxacina, ciprofloxacina y gentamicina, con resistencia a Trimetoprima/sulfametoxazol, piperacilina/tazobactam y el aztreonam.

Los resultados concuerdan parcialmente de los obtenidos por Nahar et al. (2019), quienes analizaron piscinas en Mymensingh – Bangladesh, encontrando E. coli y Salmonella spp, sin embargo la sensibilidad difiere totalmente ya que estas bacterias fueron sensibles a gentamicina y resistentes a claranfenicol, ciprofloxacino, estreptomycin y ampicilina (16).

En el estudio desarrollado por Mendieta y cols. (2021) reporta que de 671 casos, el 7,62% de urocultivos evidenció la presencia de enterobacterias productoras de BLEE, resultados concluyentes de que estas bacterias son comunitarias; si estos individuos usan piscinas de recreación contribuyen a la contaminación y diseminación (19).

Los resultados expuestos dan a conocer que este tipo de super bacterias, se encuentran ampliamente distribuidas en las piscinas de nuestra provincia, lo que constituye un grave problema de salud pública.

Conclusión

Se identificó la presencia de bacterias productoras de BLEE en el 89,1% de las piscinas analizadas, con mayor prevalencia de Acinetobacter, seguida de Klebsiella, Pseudomona y E coli.

Los resultados evidencian una problemática que se agudiza por la ausencia de control y vigilancia de las autoridades sanitarias y ambientales en los centros de recreación y deporte.

El análisis de las muestras obtenidas de las piscinas demuestra una relación entre la concentración de cloro, la temperatura y la concentración de

unidades formadoras de colonias de bacterias resistentes a los antibióticos. Es imperativo tomar medidas que disminuyan la concentración de UFC en aguas de tipo recreativo, con regulaciones en la normativa TULSMA enfatizando en la cantidad máxima permisible de bacterias multirresistentes a antibióticos.

Se deben implementar medidas preventivas, con controles periódicos que analicen las propiedades físico químicas y toma de muestras para cultivos y antibiograma en las piscinas de uso recreativo.

El personal responsable de las piscinas de recreación debe estar capacitado para realizar el tratamiento del agua y los usuarios deben cumplir con las reglamentaciones sobretodo en época de intensa afluencia de bañistas.

Es de vital importancia educar a la comunidad para prevenir sobre el riesgo potencial que implica usar piscinas que no cumplan con los estándares de seguridad y calidad.

Referencias.

1. Carrasquero S, Mendoza A, Pino J, Jativa H & Díaz Montiel A. Análisis de la operatividad y mantenimiento de piscinas de la ciudad de Maracaibo, Venezuela. *Revista Universidad de Guayaquil*. 2024; 138(1): 62–72. <https://doi.org/10.53591/rug.v138i1.2377>
2. Santos, P Muñoz, L Cruz, C Navarrete, J Pinilla, G. Péptidos antimicrobianos LL-37 y sus derivados frente a microorganismos de importancia clínica: Una alternativa a la resistencia microbiana. *Edgar Serna M.* 2021: 197. <https://doi.org/http://doi.org/10.5281/zenodo.5139646>
3. Simaluiza R. Caracterización fenotípica de enterobacteriales productoras de betalactamasas de espectro extendido y carbapenemasas en el Hospital General Isidro Ayora de la ciudad de Loja, Ecuador. *Maestro y Sociedad (Número Especial Vinculación Sociedad y Educación)*. 2024: 164-5. <https://maestrosociedad.uo.edu.cu/index.php/MyS/article/view/6429/7170>
4. Lenart-Boroń, A. M, Kulik K, & Jelonkiewicz, E. Antimicrobial resistance and ESBL genes in E. coli isolated in proximity to a sewage treatment plant. *Journal of Environmental*

- Science and Health, Part A. 2020; 55(14): 1571–1580.
<https://doi.org/10.1080/10934529.2020.1826774>
5. Schmiege D, Zacharias N, Sib E, Falkenberg T, Moebus S, Evers M., & Kistemann, T. Prevalence of multidrug-resistant and extended-spectrum beta-lactamase-producing *Escherichia coli* in urban community wastewater. *Science of The Total Environment*. 2021; 785:147269. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147269>
 6. Vink, J, Edgeworth J, & Bailey, S. L. Acquisition of MDR-GNB in hospital settings: a systematic review and meta-analysis focusing on ESBL-E. *Journal of Hospital Infection*. 2020; 106(3): 419–428. <https://doi.org/10.1016/j.jhin.2020.09.006>
 7. Flores R, Albornoz C., & Cáceres J. Enterobacterias productoras de b-lactamasas de espectro-extendido y plásmido-ampc en aguas de riego, zona maica, cochabamba. *Revista Científica Ciencia Médica*. 2019; 22(2): 15–21.
 8. Pascual D. J, Flores A. B, Quiroga A. C, Almendras B, & Crespo Osinaga, K. R. Presencia de *Pseudomonas aeruginosas*, cepas BLEE y resistencia en Salas del Hospital Solomon Klein, Cochabamba. *Revista Científica Ciencia Médica*. 2020; 23(2): 129–135. <https://doi.org/10.51581/rccm.v23i2.191>
 9. Conejero S. UNA APROXIMACIÓN A LA INVESTIGACION CUALITATIVA. *Neumología Pediátrica*. 2020; 15(1): 242–244. <https://doi.org/10.51451/np.v15i1.57>
 10. Díaz F, Rodríguez L. Estudio bibliográfico exploratorio de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de interés y la presencia bacteriana de *Pseudomonas sp* y *Escherichia coli*, para el control y monitoreo de la calidad del agua de piscinas de Bogotá. [Tesis de Grado Bacterología y Laboratorio Clínico] Colombia: Universidad Colegio Mayor de Cundinamarca; 2024. <https://repositorio.unicolmayor.edu.co/bitstream/handle/unicolmayor/7022>
 11. Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica. Texto unificado de legislación secundaria de Medio Ambiente. MAE. 2019. <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2019/01/TEXTO-UNIFICADO-DE-LEGISLACION-SECUNDARIA-DE-MEDIO-AMBIENTE.pdf>
 12. Arrieta K., & Bonifaz A. Estudio físico-químico y microbiológico de las aguas termales en las piscinas " El Salado " en el Cantón Baños de Agua Santa , Provincia de Tungurahua. Universidad Estatal Amazónica. 2019. <https://repositorio.uea.edu.ec/handle/123456789/485>
 13. Ruiz D. R. F, Enríquez M. Q, & Pérez, O. Los antibióticos y su impacto en la sociedad. *MediSur*. 2021; 19(3): 477–491. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1727-897X2021000300477&lng=es&nrm=iso&tlng=es
 14. Giono S., Santos J, Morfín M, Torres F, & Curiel, A. . Resistencia antimicrobiana. Importancia y esfuerzos por contenerla. *Gaceta Médica de México*. 2020; 156(2): 172–180. <https://doi.org/10.24875/GMM.20005624>
 15. Barroso P, Bocourt L, Lugo D, Romeu B, Detección de β -lactamasas de espectro extendido en *Escherichia coli* aisladas de ecosistemas dulceacuícolas de La Habana. *Rev Cubana de Medicina Tropical*. 2021; 73(2). <https://revmedtropical.sld.cu/index.php/medtropical/article/view/577/507>
 16. Nahar A, Islam A, Sobur A, Hossain J, Rahman B, Kabir L, Rahman T. Detection of tetracycline resistant *E. coli* and *Salmonella spp.* in sewage, river, pond and swimming pool in Mymensingh, Bangladesh. *Afr. J. Microbiol. Res*. 2019; 13(25). <https://doi.org/10.5897/AJMR2019.9156>
 17. Arellano J. Delgado E, Pérez M, Velásquez J, Rodríguez M. Calidad Bacteriológica de las piscinas de la Ciudad de Jaén. *Ciencia Latina*. 2022; 7(5): 2297 – 2309. <https://ciencialatina.org/index.php/cienciala/article/view/7884/11934>
 18. Schets F, Van H, Lynch G, , de Rijk S, de Roda A, Schijven J. Evaluation of water quality guidelines for public swimming ponds. *Environment International*. 2020; 137.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412019327175>

19. Mendieta V, Gallegos J, Peña S. Frecuencia de (BLEE) (AmpC) y CARBAPENEMASAS en muestras de urocultivo, en cepas de *Escherichia Coli* de origen comunitario. *Vive (El Alto)*. 2021; 4(11). <https://pesquisa.bvsalud.org/gim/resource/en,au:%22Martins%20Neto,%20Viviana%22/biblio-1390533>

20. Velazquez G, Lird M, Melgarejo L, Walder A, Ovando F, Santa Cruz F. Identificación de los mecanismos resistencia enzimáticos en uropatógenos de pacientes ambulatorios de un hospital público de San Lorenzo, Paraguay; 2015-2019. *An. Fac. Cienc. Méd. (Asunción)*. 2020; 52(2): 1-12. http://scielo.iics.una.py/scielo.php?pid=S1816-89492020000200025&script=sci_arttext.

.