





# Modelización de la calidad del agua basada en coliformes fecales en playas de La Paloma, Rocha,Uruguay como insumo para la gestión

# Trabajo Final Licenciatura en Gestión Ambiental 2019

Bachiller: Mª Fernanda de León

Tutor: Dr. Angel Segura

**Grupo:** Modelización y Análisis de Recursos Naturales (MAREN)

Centro Universitario de Regional del Este

Universidad de la República

# ÍNDICE

RESUMEN	3
INTRODUCCIÓN	5
Calidad del agua y contaminación fecal	5
Implicancias en la salud humana	6
Indicadores de contaminación fecal	6
Uso de modelos predictivos en gestión costera	7
Marco legal de la contaminación fecal del agua en Uruguay	10
Monitoreo nacional de contaminación fecal en playas	10
Caso de estudio La Paloma, Rocha	11
OBJETIVOS	12
Objetivo General	12
Objetivos Específicos	12
METODOLOGÍA	12
RESULTADOS	17
1) Contaminación fecal histórica en el agua de playas de Rocha	17
1.1) Playas de Rocha: agua marina	17
1.2) Playas de La Paloma: agua marina y vertientes	18
2) Variables relacionadas a la contaminación fecal en el agua de playas de La Paloma	21
2.1) Variables relacionadas a coliformes fecales en agua marina	21
2.2) Variables relacionadas a coliformes fecales en vertientes	23
3) Modelos predictivos de coliformes fecales en playas de La Paloma	25
3.1) Validación: muestra de prueba y de entrenamiento	25
3.1.1) Modelos predictivos en agua marina	25
3.1.2) Modelos predictivos en vertientes	26
3.2) Validación externa: en agua marina	27
DISCUSIÓN	28
RECOMENDACIONES PARA LA GESTIÓN	31
ANEXO	35
BIBLIOGRAFÍA	38

#### **RESUMEN**

Las playas son ambientes acuáticos recreativos donde la presencia de microorganismos infecciosos derivados de la contaminación fecal puede poner en riesgo la salud de los usuarios de las playas recreativas. Para determinar la contaminación fecal en estos ambientes, se utilizan las bacterias indicadoras de contaminación fecal como coliformes totales, Escherichia coli, enterococos y en el caso de Uruguay, los coliformes fecales. El Municipio de La Paloma, ubicado al oeste de Rocha, es el principal centro turístico del departamento. En este, los usos de suelo han cambiado a lo largo del tiempo, desde ganadería y forestación, a posterior desarrollo inmobiliario, promoviendo la fijación dunar y desaparición de la zona litoral activa debido a la urbanización. Además, la disposición final de los efluentes en pozos filtrantes, comúnmente llamados "pozos negros" está permitida. Esto resulta en una amenaza importante para la calidad del agua superficial y subterránea, y en consecuencia la calidad de las playas. La aplicación de modelos estadísticos predictivos es útil para predecir la contaminación fecal en aguas recreativas, dado que minimiza el tiempo de espera en conocer los resultados de la calidad del aqua con respecto a los métodos tradicionales. Particularmente, los modelos de regresión lineal múltiple (RLM) son comúnmente utilizados para predecir la dinámica de las bacterias indicadoras de contaminación fecal en playas, mientras que los modelos de bosques aleatorios o random forest (RF) son cada vez más abordados para predecir estas problemáticas. En este marco, el objetivo de la presente investigación implicó analizar la contaminación fecal histórica en las playas de Rocha; generar modelos para explicar y predecir la dinámica de los coliformes fecales en el agua marina y vertientes en las playas de La Paloma: y finalmente evaluar estos insumos como potencial herramienta de gestión. Los datos históricos de calidad bacteriológica del aqua fueron obtenidos por la Intendencia de Rocha entre 2008-2009 y 2013-2017. Los muestreos en las playas de Rocha fueron realizados en el agua marina (N= 466), mientras que en playas de La Paloma fueron considerados dos sectores; aqua marina (N=217) y vertientes (N=322). Los resultados confirman que ha existido una presencia generalizada de coliformes fecales en todas las playas. En el agua marina de La Paloma, el valor máximo fue 3.3 log<sub>10</sub>(UFC/100ml), con una media de 1.2 log<sub>10</sub>(UFC/100ml). Mientras que las vertientes de estas playas han estado históricamente más comprometidas, dado que se registró un valor máximo de 5.54 log<sub>10</sub> (UFC/100ml), con una media de 2.65 log<sub>10</sub>(UFC/100ml). Las variables fisicoquímicas que mejor explicaron la contaminación fecal en este estudio, fueron la precipitación y la salinidad, en el caso del agua marina. En ambos sectores (agua marina y vertientes), la temporada alta (verano) y media (turismo), y la identidad de las playas, resultaron importantes para explicar la concentración de coliformes fecales. Los modelos predictivos tuvieron un ajuste similar a modelos de contaminación fecal en aguas recreativas desarrollados a nivel internacional, tanto en el caso de los modelos en agua marina de playas de La Paloma (RF: pseudo R<sup>2</sup>= 41.1% y RLM: R<sup>2</sup> = 31.1%); como en los modelos en vertientes (RLM: R<sup>2</sup>= 56.5 y RF: pseudo R<sup>2</sup>= 51.9%). A partir de los resultados obtenidos en esta investigación, se generaron diferentes propuestas de gestión, como medidas de prevención que implican la colocación de cartelería informativa de la calidad del agua en distintas playas; cambios en la normativa y propuestas de ajuste de los monitoreos; así como medidas de mitigación a nivel de predio y de ordenamiento territorial utilizando a las microcuencas como unidad de gestión con el fin de atenuar los efectos de la contaminación fecal en la salud humana y ayudar a disminuir los aportes de contaminación fecal en playas de La Paloma.

Palabras clave: contaminación fecal, playas recreativas, modelos predictivos, RLM, RF.

#### **SUMMARY**

Beaches are recreational aquatic environments where the presence of infectious microorganisms derived from faecal contamination can endanger the health of recreational beach users. To determine faecal contamination in these environments, use fecal contamination indicator bacteria such as total coliforms, Escherichia coli, enterococci and in the case of Uruguay, fecal coliforms. The Municipality of La Paloma, located west of Rocha, is the main tourist center of the department. In this, land uses have changed over time, from livestock and forestry, a subsequent real estate development, promoting the dune fixation and disappearance of the activated coastal area due to urbanization. Also, the final disposal of effluents in filter wells, called "black wells" is allowed.

This results in a major threat to the quality of surface and groundwater, and consequently the quality of the beaches. The application of predictive estadistical models is useful to predict fecal contamination in recreational waters, since it minimizes the waiting time to know the results of water quality with respect to traditional methods. Particularly, multiple linear regression (RLM) models are commonly used to predict the dynamics of bacteria that indicate fecal contamination on beaches, while random forest (RF) models are increasingly addressed to predict these problems. Within this framework, the objective of the present investigation involved analyzing historical fecal contamination on the beaches of Rocha; generate models to explain and predict the dynamics of faecal coliforms in seawater and slopes on the beaches of La Paloma; and finally evaluate these inputs as a potential management tool. Historical data on bacteriological water quality were obtained by the Rocha Municipality between 2008-2009 and 2013-2017. Samples on Rocha beaches were carried out in seawater (N = 466), while in La Paloma beaches two sectors were considered: seawater (N = 217) and slopes (N = 322). The results confirm that there has been a widespread presence of fecal coliforms on all beaches. In La Paloma seawater, the maximum value was 3.3 log10 (CFU / 100ml), with an average of 1.2 log10 (CFU / 100ml). While the slopes of these beaches have historically been more compromised, since a maximum value of 5.54 log10 (CFU / 100ml) was registered, with an average of 2.65 log10 (CFU / 100ml). The physicochemical variables that best explained fecal contamination in this study were precipitation and salinity, in the case of seawater. In both sectors (seawater and slopes), the high season (summer) and middle season (tourism), and the identity of the beaches, were important to explain the concentration of fecal coliforms. The predictive models had a similar adjustment to models of fecal contamination in recreational waters developed internationally, both in the case of seawater models of La Paloma beaches (RF: pseudo R2 = 41.1% and RLM: R2 = 31.1%); as in the slope models (RLM: R2 = 56.5 and RF: pseudo R2 = 51.9%). Based on the results obtained in this research, different management proposals were generated, such as prevention measures that involve the placement of informative posters of water quality on different beaches; changes in regulations and proposals for adjustment of monitoring; as well as mitigation measures at the level of land and land use using micro-basins as a management unit in order to mitigate the effects of fecal contamination on human health and help reduce fecal contamination contributions on La Paloma beaches.

Keywords: fecal contamination, recreational beaches, predictive models, RLM, RF.

# **INTRODUCCIÓN**

Los ecosistemas costeros conforman una zona de contacto altamente dinámica entre el ambiente terrestre y el acuático, sean estos últimos ríos, lagos, lagunas, arroyos, mares u océanos (Trimble et al., 2010). Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), las playas recreativas son un tipo de ecosistema costero, utilizado por un gran número de usuarios que realizan actividades exponiendo su cuerpo al agua por contacto directo (ej.: natación, buceo, surf, windsurf, canotaje, etc.) o indirecto (ej.: caminata, pesca, avistamiento de aves, etc.) (OMS, 2003). La zona costera ocupa alrededor de un 15% de la superficie global (Cohen & Small, 1998), y se estima que cerca del 50% de la población humana vive en ellas (Villanueva-Fragoso et al., 2010). Este patrón se relaciona al beneficio de bienes y servicios ecosistémicos que las sociedades obtienen de estos ecosistemas (Constanza, 1997; Daily et al., 1997). Según la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (EEM) (2005), estos servicios pueden clasificarse en servicios de provisión (ej.: materias primas y pesquerías); servicios de regulación (ej.: reducción del efecto de eventos meteorológicos); servicios de soporte (tanto hábitats, como áreas de navegación); y servicios de recreación (turismo, educación e investigación y demás servicios espirituales y culturales) (Barbier et al., 2011). Sin embargo, la presión humana genera cambios en la composición, estructura y función de estos ecosistemas, que pueden derivar en la pérdida de biodiversidad, la fragmentación del hábitat, el avance de invasiones biológicas y/o el aumento de los niveles de contaminación (Barbier et al., 2011; MVOTMA, 2017).

# Calidad del agua y contaminación fecal

La calidad del agua de un recurso hídrico es el conjunto de sus características físicas, químicas y composición y estado de los organismos que en habitan en él (Chapman, 1996). Depende de factores naturales (ej.: erosión, evapotranspiración, sedimentación y lixiviación) y de la acción humana (ej.: contaminación, usos del agua y manejo), a los que se suman los efectos del cambio climático (MVOTMA, 2017). Para la determinación de la calidad, se comparan las características físicas, químicas y biológicas del agua con estándares o valores de referencia que responden a cierto objetivo de niveles de toxicidad que generan riesgos a la salud aceptables (OMS, 2003). Algunos determinantes de la calidad del agua suelen vincularse a la presencia de elementos químicos tóxicos, como elementos traza y compuestos orgánicos sintéticos (Lacher & Goldstein, 1997), presencia de cianobacterias (Paerl & Otten, 2013) y microorganismos fecales (Campos-Pinilla et al., 2008).

La contaminación fecal puede derivarse de fuentes animales (como el ganado, animales domésticos o de vida silvestre) o humanas. De origen humano se destacan las descargas fluviales, el vertimiento de aguas residuales, la filtración de los tanques sépticos cerca de la costa, las descargas provenientes del transporte marítimo y la navegación local, o la propia contaminación generada por los bañistas (OMS, 2003). Una fuente importante de contaminación costera se genera dado que las ciudades tienden a aumentar el área impermeable, la infiltración disminuye y aumenta el volumen y velocidad de la escorrentía (MVOTMA, 2017). Las aguas pluviales se cargan de contaminantes en su paso por la ciudad y propician la formación de vertientes o cañadas en las playas, especialmente luego de períodos de fuertes lluvias, interrumpiendo de esta forma el cordón dunar, e impactando seriamente la calidad de las playas (de Soto et al., 2015; MVOTMA, 2017; Kruk et al., 2018).

#### Implicancias en la salud humana

La contaminación fecal en el agua recreativa puede causar problemas de salud debido a la presencia de microorganismos patógenos que producen infecciones (Prüss, 1998). Son causantes de infecciones gastrointestinales (AGI) después de la ingestión, o infecciones del tracto respiratorio superior, oídos, ojos, cavidad nasal y piel, a través del contacto directo (OMS, 2003). La posibilidad de contraer estas enfermedades depende de la calidad del agua (Pike et al., 1990; González, 2003), de los niveles de sensibilidad de los usuarios expuestos, y de la frecuencia de exposición (OMS, 2003). Entre estos, los que están expuestos a un mayor riesgo de enfermedad son los niños por su mayor probabilidad de ingestas accidentales o intencionales de agua y/o arena; los adultos mayores y los pacientes inmunocomprometidos (por su sistema inmunitario débil); y los turistas, específicamente aquellos que no hayan estado anteriormente en contacto con los patógenos locales (Cabelli et al., 1979; OMS, 2003). Los participantes en deportes con gran contacto con el agua, también corren un alto riesgo cuando lo practican en aguas contaminadas (Sanborn & Takaro, 2013). Incluso actividades que involucran contacto parcial con el agua como el canotaje o la pesca, conllevan a un aumento del riesgo de estas enfermedades, en comparación con actividades recreativas no acuáticas (Sanborn & Takaro, 2013). El análisis de la concentraión de indicadores de contminación fecal, acompañado de una gestión adecuada, podría ser util para informar sobre los riesgos a la salud humana y así evitar la mayoría de las enfermedades recreativas transmitidas por el agua (US EPA, 2012).

#### Indicadores de contaminación fecal

Para determinar la calidad microbiológica de los ecosistemas acuáticos de agua dulce y marina, se han utilizado distintas bacterias indicadoras de contaminación fecal (US EPA, 1999). No son los agentes causantes de enfermedades en los humanos, salvo excepciones (ej.: *E.coli*), pero se asume que se comportan de manera similar a los patógenos derivados de las fecas (Prüss, 1998), porque pertenecen a la flora bacteriana normal del intestino de mamíferos (Segar, 2012). En consecuencia, resultan ser una medida directa del grado de contaminación fecal del agua y una medida indirecta de la concentración de organismos patógenos (Wiedenmann, 2007).

En la actualidad, se utilizan diferentes indicadores de contaminación fecal (OMS 2003; de León et al., 2019). Dentro de los indicadores históricamente utilizados, se incluyen los coliformes totales (CT), definidos como bacterias Gram negativas en forma bacilar que fermentan la lactosa a temperatura de 35 a 37 ° C y producen ácido y gas (CO<sub>2</sub>) en 24 hs, pueden ser aerobias o anaerobias facultativas, son oxidasa negativa, no forman esporas y presentan actividad enzimática ß-galactosidasa. Entre ellas se encuentran la Escherichia coli, Citrobacter, Enterobacter y Klebsiella (Carrillo & Lozano, 2008). Los coliformes termotolerantes o también llamados coliformes fecales (CF), integran el grupo de los CT, pero se diferencian en que son indol positivo, presentan un intervalo de temperatura óptima de crecimiento hasta 45 ° C (Carrillo & Lozano, 2008). Se considera que niveles bajos de coliformes fecales indican una ausencia de organismos patógenos y su evaluación es relativamente simple y directa (Cortés-Lara, 2003). Dentro de este grupo, la *E.coli* es la más representativa (90 a 100 %) (Carrillo & Lozano, 2008). Dependiendo del indicador los métodos de determinación de concentración de las bacterias indicadoras requieren entre el muestreo, análisis y posterior reporte de resultados, entre 18 - 36 hs (Francy et al., 2006; Anon, 2002). Este lapso puede poner en riesgo la salud del bañista, dado que en caso de registrarse contaminación, los resultados de los análisis se conocen posterior al contacto (Francy et al., 2006). Algunas soluciones a las problemáticas planteadas, incluyen el desarrollo de métodos analíticos

rápidos, como la reacción cuantitativa en cadena de la polimerasa (qPCR) y el análisis de la separación inmunomagnética/ trifosfato de adenosina (ATP) que minimizan el tiempo para conocer los resultados (US EPA, 2010); mientras que el uso de modelos estadísticos es cada vez más aceptado y aplicado para predecir la contaminación fecal en aguas recreativas (de Brauwere et al., 2014).

# Uso de modelos predictivos en gestión costera

Los modelos estadísticos predictivos permiten sintetizar y entender la relación entre determinadas variables fáciles de medir (ej.: temperatura, precipitación, salinidad, etc.) y la concentración de bacterias indicadoras de contaminación fecal; al mismo tiempo que son útiles para generar una predicción concreta del valor de estas bacterias mediante el uso de las co-variables (Francy, 2009). Uno de los primeros organismos en aprobar el uso de modelos predictivos con el objetivo de reducir los riesgos en la salud humana en ambientes recreativos, ha sido la US EPA mediante la implementación del Programa de Evaluación Ambiental, Cierre y Salud de Playas (BEACH) (US EPA, 1999). Desde entonces, los modelos estadísticos se continúan desarrollando y probando en diversas áreas de los Estados Unidos, como es el caso de la zona de Great Lakes, donde se aplican para establecer el cierre temporal de playas (Francy, 2009). Además, en EE.UU. fue desarrollado un software ("Virtual Beach") que utiliza los modelos predictivos para ser evaluados por los tomadores de decisión en la gestión costera en playas de Great Lakes, Ohio, Carolina del Sur, Florida, Mississipi (Shively et al., 2016). También fue desarrollada una página web ("Ohio Nowcast"), dónde se puede acceder a información en tiempo real de la calidad del agua (Francy, 2009; USGS web). Del mismo modo, en Escocia, desde 2004 la Agencia Escocesa de Protección Ambiental (SEPA) utiliza modelos matemáticos de predicción en 10 playas del país (McPhail & Stidson, 2009), demostrando que la utilización conjunta de esta herramienta, con las notificaciones a través de carteles con mensajes electrónicos, la información pública en el sitio web de este organismo y los mensajes de líneas telefónicas, reflejan un gran potencial para minimizar la exposición pública a enfermedades en aguas recreativas (McPhail & Stidson, 2009 and Stidson et al., 2012). En Nueva Zelanda también fue desarrollada una interfaz ("Safeswim") que publica las predicciones de los niveles de la calidad del agua en la página web en tiempo real, a partir de la generación de modelos predictivos (Auckland Council web). Mientras que la University of Hong Kong (China) generó un modelo predictivo de calidad del agua de las playas, a partir del cual se creó un programa de pronostico diario ("Waterman") y una aplicación móvil que permite que cualquier usuario pueda acceder a esta información (Thoe & Lee, 2013). Es decir, que el desarrollo y la comprensión de los modelos predictivos es cada vez más abordada en la gestión costera, no solo mediante interfaces para ser útiles para los tomadores de decisión, sino también para los usuarios de las aguas recreativas, mediante el uso de páginas web y aplicaciones móviles (ej.: Canadá http://www.vch.ca/; Nueva Gales del Sur https://www.environment.nsw.gov.au/). En Uruguay no se aplica actualmente esta tecnología a la gestión de las playas, aunque el Plan Nacional de Aguas (2017), señala que, para evaluar, planificar y realizar la gestión de los recursos hídricos, los modelos estadísticos, en conjunto con los monitoreos, son una herramienta indicada para apoyar la toma de decisiones en la gestión efectiva y eficaz del recurso hídrico (MVOTMA, 2017).

Para predecir la contaminación fecal en playas recreativas, el enfoque más usual de los modelos estadísticos es la Regresión Lineal Múltiple (RLM) (e.j.: Ge & Frick, 2007; Nevers & Whitman, 2005; McLellan & Salmore, 2003; Crowther et al., 2001; González et al., 2012; Thoe et al., 2012). Tienen por supuestos que la concentración de bacterias indicadoras se puede expresar como una función lineal de múltiples variables de entrada (e.j.: precipitación, salinidad, temperatura). Su principal

ventaja es que son fáciles de implementar porque se basan en conceptos simples y existe gran cantidad de programas estadísticos que los manejan (Ge & Frick, 2007). Pero la capacidad de predicción de las variables explicativas depende de su relación con el fenómeno y la selección y validación del modelo (Ge & Frick, 2007). El tipo de enfoque más simple, son las alertas por umbrales de precipitación, su objetivo es identificar en qué niveles el indicador de contaminación fecal excede el estándar de calidad del agua dado un evento de lluvias (Francy, 2009; US EPA, 2010). Por otra parte, los modelos de aprendizaje automático de Bosques Aleatorios o Random Forest (RF) son cada vez más utilizados (Breiman, 2001; Parkhurst et al., 2005; Cutler et al., 2007; Crisci et al., 2012; Jones et al., 2013; Shively et al., 2016). Estos modelos combinan un gran número de Árboles de Decisión (Breiman, 2001), y a diferencia de las RLM, no requieren relaciones lineales e incorporan posibles interacciones no-lineales y de alto orden entre las variables explicativas (Breiman, 2001; Parkhurst et al., 2005). Para ser efectivos, cualquiera de estos modelos predictivos, deben reflejar las condiciones específicas del sitio y ser complementarios al monitoreo, dado que requieren de estos datos para establecer y mantener entrenado al modelo (Ge & Frick, 2007; Francy, 2009).

En este trabajo se decidió utilizar Modelos de Regresión Lineal (RLM) por ser los más usados a nivel internacional, y modelos de aprendizaje automático de Bosques Aleatorios (RF), dado que se entiende son cada vez más abordados para predecir estas problemáticas por no requerir relaciones lineales, de este modo se capturan los extremos del espectro de modelos posibles (Tabla I).

**Tabla I.-** Ejemplos de modelos predictivos de Regresión Lineal Múltiple (RLM) y Bosques Aleatorios o Random Forest (RF) utilizados para predecir la contaminación fecal en aguas recreativas a nivel internacional. CF= Coliformes Fecales; EC= *Escherichia Coli*; ENT= Enterococos. Variables: Temp.aire= Temperatura del aire; Temp.agua= Temperatura del agua; Vel. y dir.viento= Velo cidad y dirección del viento. OD= Oxígeno disuelto.

Sitio	Indicador Contamina- ción Fecal	Variables Explicativas	Modelo	R²	Referencia
Flyde Coast, UK	CF	Precipitación, vel. y dir. Viento, Radiación solar, altura Marea, Descarga de ríos.	RLM	0.08 - 0.50	Crowther et al., 2001
Kansas, USA	CF	Conductividad Específica, Turbidez, Descargas.	RLM	0.59 - 0.73	Christenset al., 2002
Milwaukee Harbour and Lake Michigan, USA	EC	Precipitación, vel. y dir. Viento.	RLM	0.03 - 0.29	McLellan & Salmore, 2003
Lake Michigan, USA	EC	Precipitación, altura y período Ola, Turbidez, Clorofila.	RLM	0.32 - 0.64	Nevers & Whitman, 2005
Huntington, Ohio, USA	EC	Precipitación, vel. y dir. Viento, altura Ola, Turbidez.	RLM	0.58 - 0.63	Ge & Frick, 2007
Chicago, USA	EC	Temp. aire, Precipitación, Presión Barométrica, Radiación Solar, altura Ola.	RLM	0.11 - 0.31	Nevers & Whitman, 2011
Carolina, USA	EC ENT	Temp. aire, Precipitación, Presión Barométrica, Turbidez, Salinidad, Conductividad, pH, OD.	RLM	0.61 0.64	González et al., 2012
Hong Kong, China	EC	Temp. agua, Precipitación, vel. y dir. Viento, altura Marea, Radiación Solar, Salinidad.		0.30 - 0.48	Thoe et al., 2012
Ohio, USA	EC	Temp. agua, Precipitación, vel. y dir. Viento, altura Ola, Turbidez, Descargas, Elevación de la superficie del agua, núm. Bañistas, núm. Aves.	RLM	0.20 - 0.56	Francy, et al., 2013.
Santa Mónica, California, USA	CF	Temp. aire, Temp. agua, Precipitación, vel. y dir. Viento, Radiación solar, Presión del aire, Nubosidad, altura y periodo Marea, altura y periodo Ola, Drenaje de Tormenta, Índice de Surgencia	RLM	0.31	Thoe et al., 2014
San Diego, Boston, Miami, Baltimore, Lake Michigan, Detroit, USA	EC ENT	Temp. aire, Temp. agua, Precipitación, vel. y dir. Viento, Nubosidad, altura Marea, Profundidad, núm. Bañistas.	RF	0.1 - 0.85	Parkhurst et al., 2005
Chicago, USA	EC ENT	Precipitación, Radiación Solar, Corriente de ríos, Desbordamiento de alcantarillado.	RF	0.59 - 0.67	Jones et al., 2013
Chicago, USA	EC	Taire, Tagua, Precipitación, vel. y dir. Viento, Radiación Solar, Presión barométrica, altura y periodo Marea, Profundidad, Turbidez, Humedad Relativa.	RF	0.19 - 0.41	Shively et al., 2016

#### Marco legal de la contaminación fecal del agua en Uruguay

En Uruguay el marco regulatorio de calidad de aguas está basado en el Decreto N° 253/79 (con las modificaciones 232/88, 698/89 y 195/91), que responde a la Ley N° 14.859 del Código de Aguas. El mencionado Decreto clasifica a los cursos y cuerpos de agua del país según sus usos preponderantes y establece una serie de indicadores y valores permitidos. Según su clasificación, las aguas correspondientes a las playas se les asigna la categoría de la Clase 2b (Aguas destinadas a recreación por contacto directo con el cuerpo humano). Para esta clase, el parámetro de coliformes fecales no deberá exceder el límite de 1000 UFC/100 ml en ninguna de al menos 5 muestras consecutivas (dentro de un período menor a 45 días), debiendo la media geométrica de las mismas estar por debajo de 500 UFC/100 ml. Sin embargo, en el año 2005, el MVOTMA (Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente) resuelve que todos los cursos y cuerpos de agua cuya cuenca tributaria sea mayor a 10 km<sup>2</sup>, sea clasificada como de Clase 3 (Aguas destinadas a la preservación de los peces en general y de otros integrantes de la flora y fauna hídrica, o también aguas destinadas al riego de cultivos cuyo producto no se consume en forma natural o en aquellos casos que siendo consumidos en forma natural se apliquen sistemas de riego que no provocan el mojado del producto) (Resolución Ministerial 99/2005). De acuerdo a esta clasificación, los coliformes fecales no deben exceder el límite de 2000 UFC/100 ml en ninguna de al menos 5 muestras consecutivas (dentro de un período menor a 45 días), y la media geométrica de las mismas debe ser inferior a 1000 UFC/100 ml.

En el 2008, fue constituido el Grupo de Estandarización para Agua (Gesta-Agua), coordinado por la Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA). El cual inició una Propuesta de Modificación del Decreto 253/79 y Modificativos. En el 2014 fue publicada la versión final, en esta ella se sugiere que se elimine el valor máximo de CF permitidos en muestras individuales, y que en su lugar, sea utilizado únicamente el valor de la media geométrica (Gesta-Agua, 2014).

## Monitoreo nacional de contaminación fecal en playas

De acuerdo a la DINAMA, las descargas de efluentes cloacales sin tratamiento terciario se consideran una fuente de contaminación de zonas costeras y áreas de recreación en nuestro país, por lo que es necesario el monitoreo de los coliformes fecales como indicador de esta contaminación (https://www.dinama.gub.uy/indicadores ambientales/ficha/oan-aptitud-para-banos-recreativos/). En el año 2013, se conformó la Red de Monitoreo Costero. La cual surge de un Convenio de Cooperación Técnica entre el MVOTMA y las Intendencias de Colonia, Canelones, Montevideo, Maldonado, San José, Rocha y Soriano (MVOTMA, 2018). Para llevar a cabo el Convenio, es utilizada la Propuesta del Gesta- Agua (MVOTMA, 2018). Las actividades de monitoreo y análisis son efectuadas por los técnicos de las respectivas intendencias, quienes además ingresan esa información al Sistema de Información Ambiental de la DINAMA (SIA), donde se encuentra disponible para público general а través del Visualizador (https://www.dinama.gub.uy/oan/?page\_id=70). Los muestreos deben realizarse obligatoriamente en la temporada de verano, en las zonas de mayor concurrencia de bañistas (entre las 08:00 y las 17:00 hs). Pero se propone que se extienda en el periodo fuera de la temporada (MVOTMA, 2018), por lo que las playas deben ser monitoreadas semanalmente durante la temporada estival y mensualmente el resto del año (MVOTMA, 2017). Las muestras de agua son llevadas al laboratorio, para la realización del correspondiente análisis bacteriológico de coliformes fecales. Este es realizado mediante el método de membrana filtrante, siguiendo los procedimientos estandarizados de operación del Laboratorio Ambiental de la DINAMA (5053 UY) (DINAMA, 2009). Las mediciones a analizar "in situ" son temperatura (°C), conductividad (mS/cm), salinidad (UPS), pH, oxígeno disuelto (mg/l), clorofila-a (U.F.) y ficocianina (U.F.) (MVOTMA, 2018).

#### Caso de estudio La Paloma, Rocha

La costa Atlántica de Uruguay tiene como eje turístico el turismo de "sol y playa" (Da Cunha, 2009), en consecuencia, la creciente urbanización de la faja costera en Uruguay genera un aumento en la presión que pueden soportar los ecosistemas costeros (De Álava, 2006). En el caso de la costa de Rocha, la falta de sistemas de saneamiento adecuados produce un aumento en el riesgo de contaminación fecal (Soumastre & Piccini, 2013; de Soto et al., 2015; Soumastre et al., 2016; Kruk et al., 2018). De los 180 km de costa rochense, las playas del Municipio de La Paloma (ubicado al oeste de Rocha), ocupan una extensión de 32 km y abarcan todo el gradiente morfodinámico (de Soto el al., 2015). Es el principal centro turístico del departamento y su población fija ronda los 3495 habitantes (INE, 2011), aumentando en verano, principalmente en el primer trimestre del año (Arocena et al., 2006). Los usos de suelo en La Paloma han ido cambiando a lo largo del tiempo, desde ganadería y forestación, a posterior desarrollo inmobiliario, que evolucionan conjuntamente desde 1920; promoviendo la fijación dunar y desaparición de la Zona Litoral Activa debido a la urbanización (de Soto et al., 2015). Dado que aún no dispone de un tratamiento adecuado de efluentes, la instalación de sistemas de saneamiento tipo cámara séptica con pozos negros impermeables o con robador está permitida (Gadino et al., 2012). Se suma a esto, el relleno de bañados y la alteración de los causes y vegetación asociada a los cursos de agua que escurren hacia la playa (Gadino et al., 2012). Esto resulta en una amenaza importante para la calidad de la napa freática y las aguas superficiales que pueden verse contaminadas (de Soto el al., 2015; Kruk et al., 2018). En consecuencia, se incrementan los riesgos a problemas en la salud de los residentes y turistas (Kruk et al., 2018; Trabal et al., 2019). El gobierno departamental ejecuta el monitoreo de la calidad de playas, sin embargo, estos datos históricos hasta la fecha no han sido analizados con la intención de generar modelos predictivos de contaminación fecal como una herramienta que aporte a la gestión.

#### **OBJETIVOS**

# **Objetivo General**

Analizar la contaminación fecal histórica en el agua marina de las playas de Rocha, y generar modelos para explicar y predecir la dinámica de los coliformes fecales en el agua marina y vertientes a playas de La Paloma. Evaluar estos insumos como potencial herramienta de gestión.

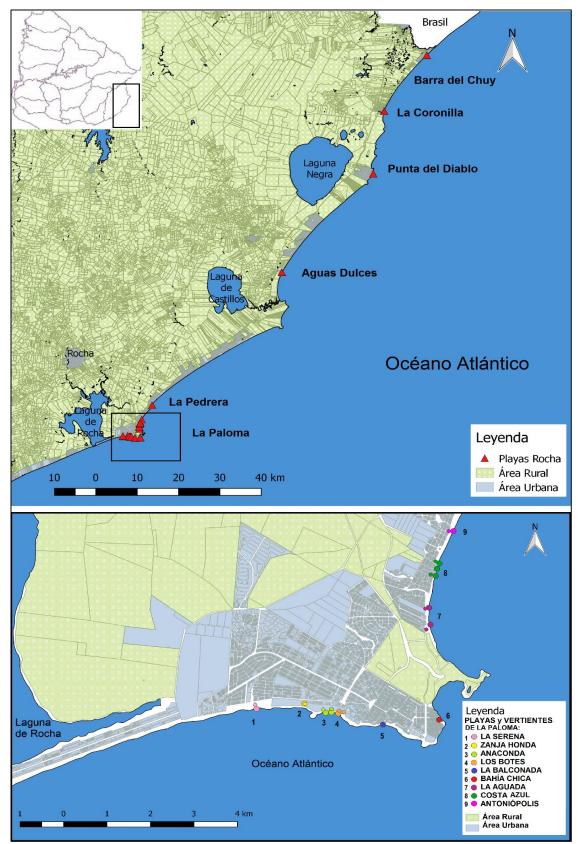
# **Objetivos Específicos**

- 1) Describir la variación espacial y temporal de la contaminación fecal histórica del agua en las playas de Rocha.
- 2) Identificar las principales variables fisicoquímicas y antrópicas relacionadas a la contaminación fecal en el agua de las playas de La Paloma, Rocha.
- 3) Generar y comparar modelos estadísticos para predecir coliformes fecales en el agua de las playas de La Paloma, y evaluar su potencial uso como herramienta de gestión.

#### **METODOLOGÍA**

En concirdancia con los objetivos, la estrategia metodológica consistio en describir, explicar y predecir la dinámica de coliformes fecales en playas de La Paloma.

Se utilizó una base de datos generada a partir del monitoreo de playas llevado a cabo por la Intendencia de Rocha (IDR). En el periodo de 2008-2009 y 2013-2017, se registraron 466 observaciones en el agua marina de 14 playas del departamento de Rocha (Anexo I.a), incluyendo de este a oeste: 9 playas del Municipio de La Paloma (La Serena, Zanja Honda, Anaconda, Los Botes, La Balconada, Bahía Chica, La Aguada, Costa Azul y Antoniópolis), y 5 playas ubicadas en los balnearios de La Pedrera, Aguas Dulces, Punta del Diablo, La Coronilla y Barra del Chuy (Figura 1.a). En las playas de La Paloma, entre 2012-2016, el monitoreo también fue realizado en el agua de 8 vertientes a playas agregando 332 nuevas observaciones (Figura 1.b). En este trabajo, se entiende como vertiente a los cursos de agua que interrumpen el cordón dunar de forma permanente o temporal, originados por la construcción o descarga de pluviales que hacen aumentar su caudal por el efecto de la precipitación y la escorrentía. Popularmente también pueden ser conocidas como "cañaditas en las playas" (Figura 2).



**Figura 1.-** Área de Estudio: **a)** Mapa sitios de muestreo en agua marina de playas de Rocha. **b)** Mapa sitios de muestreo en agua marina y vertientes a playas de La Paloma. 1. La Serena (1 sitio en agua marina y 1 en vertiente; 2. Zanja Honda (1 en agua marina y 1 en vertiente); 3 y 4. Arco de playa Anaconda + Los Botes (3 en agua marina y 4 en vertientes); 5. La Balconada (1 en agua marina); 6. Bahía Chica (1 agua marina y 1 en vertiente); 7. La Aguada (2 agua marina y 2 vertientes); 8 y 9. Arco de playa Costa Azul + Antoniópolis (4 en agua marina y 3 vertientes).



**Figura 2.-** Ejemplo sitio de muestreo en vertientes y agua marina de playas de La Paloma. **a)** Playa Bahía Grande. **b)** Vertiente a playa La Serena. **c)** Vertiente a playa Los Botes.

# Describir la variación espacial y temporal de la contaminación fecal histórica en las playas de Rocha

El parámetro de coliformes fecales (CF) fue el indicador utilizado por el Laboratorio de Bromatología de la IDR para el análisis de las muestras mediante el recuento de unidades formadoras de colonias cada 100ml (UFC/100ml). En este trabajo, para poder utilizar este indicador como variable de respuesta, las abundancias de CF fueron transformadas a escala logarítmica en base 10. De este modo, la distribución de función de probabilidad se asemejó a una distribución normal, reduciendo la asimetría y varianza de los datos (Thoe et al., 2014). En el convenio de Monitoreo Costero que se lleva a cabo entre la DINAMA y la IDR, no es utilizado el valor puntual limite que dicta el Decreto 253/79 para evaluar la calidad del agua de uso recreativo, sino que, es utilizado el cálculo de la Media Geométrica móvil (Gesta-Agua, 2014). Para este cálculo, la DINAMA plantea que se utilicen 5 muestras consecutivas tomadas dentro de 45 días durante la temporada; sin embargo, en las playas de Rocha el muestreo en el periodo de octubre-marzo se realiza de forma quincenal, es decir que en 45 días se obtienen 3 muestras (MVOTMA, 2018). En este contexto y dado el riesgo sanitario que existe al bañarse en un día determinado, en este trabajo fueron utilizados los valores puntuales de CF y no la Media Geométrica de los mismos.

Las variables explicativas (co-variables) fueron tomadas de la base de datos de la IDR (temperatura, salinidad; y pH y O2 solo en el caso de agua marina), así como también se generaron nuevas variables fisicoquímicas y antrópicas. En cuanto a las primeras, se incluyó la precipitación, por ser una variable prioritaria para generar advertencias sanitarias de calidad de agua de las playas (Boehm et al., 2007). Fueron generadas 2 variables de precipitación promedio acumulada en 5 y en 15 días previos a la fecha de muestreo. Estos promedios fueron realizados a partir de la base de datos online: <a href="https://www.meteomanz.com">www.meteomanz.com</a> para la Región de Uruguay, con Estación en Rocha (86565). Dicha plataforma tiene por objetivo recopilar y mostrar datos libres (tanto observados como previstos), que se emiten codificados por estaciones meteorológicas oficiales u otros organismos (Meteomanz web). En relación a las variables antrópicas, se creó una variable categórica que diera cuenta de la variación temporal de los datos a partir de los meses de muestreo de la matriz original, dependiente de las estaciones del año en relación a la afluencia de turistas a la zona. Esta variable

se denominó temporada, y se conformó de 3 niveles: temporada alta, correspondiente a los meses de verano (diciembre, enero y febrero); temporada media, meses donde ocurre la "semana de turismo" en nuestro país (marzo, abril); y temporada baja (de mayo a noviembre). Por último, se generó una variable que agrupó a las playas de La Paloma según su cercanía, y fue denominada identidad de playa. En los sitios de agua marina se crearon 7 grupos: La Serena, Zanja Honda, Arco de playa que abarca desde Anaconda hasta Los Botes, La Balconada, Bahía Chica, La Aguada y Arco de playa desde Costa Azul hasta Antoniópolis (Anexo I.b). Mientras que en las vertientes fueron creados 8 grupos: La Serena, Zanja Honda, Anaconda, Los Botes, Bahía Chica, La Aguada, Costa Azul, y Antoniópolis (Anexo I.c).

Los análisis estadísticos fueron realizados en el software estadístico R Studio (R Core Team, 2017).

#### Identificar variables relacionadas a la contaminación fecal en playas de La Paloma, Rocha

Para explicar la contaminación fecal, se utilizaron las variables antes mencionadas para construir Regresiones Lineales Múltiples (RLM), para cada sector (agua marina y vertientes) en las playas de La Paloma. Se utilizó el paquete MASS, el cual realiza una selección de las variables más significativas a partir de las variables de entrada, en base al Criterio de Información de Akaike (AIC). Este es entendido como la verosimilitud corregida por el número de parámetros, a los efectos de preservar el principio de parsimonia (Akaike, 1973). La diferencia de AIC ( $\Delta$  AIC) entre modelos fue el criterio utilizado, donde el modelo con el menor valor es el que recibe el mayor apoyo (Akaike, 1973). Además del valor  $\Delta$ AIC, en cada modelo RLM se extrajo el valor de significancia estadística de las variables de respuesta (p<0.05); y el R² ajustado (0< R² <1).

# Generar y comparar modelos estadísticos en playas de La Paloma

# Generación de modelos

Para la realización de los modelos predictivos, se utilizó tanto el mejor modelo RLM escogido en base al AIC; así como modelos de Random Forest (RF). Para la construcción de estos últimos, fue usado el paquete randomForest, que implementa el algoritmo de bosque aleatorio de Breiman para la regresión (Breiman 2001; Cutler et al., 2007; Crisci et al., 2012). Esta función arroja el valor del pseudo R², que se corresponde al porcentaje de varianza explicada en la muestra "fuera de la bolsa" o out of bag (OOB). También indica el valor del error cuadrático medio (ECM), sin embargo, fue utilizada la raíz cuadrada del error cuadrático medio (RECM), por ser un valor más sencillo de interpretar, pues tiene las mismas unidades que la variable de interés (log10 de la abundancia de coliformes fecales). La RECM es la menor distancia, en promedio, de los puntos de datos al modelo ajustado (He & He 2008). La ponderación de variables del RF, fue observada mediante el índice de exactitud de disminución media o mean decrease accuracy (MDA), el cual permuta muestras OOB para calcular la importancia de las variables y muestra cuánto disminuye la exactitud del modelo si omitimos esa variable. Cuanto mayor sea el valor de MDA, más importante será la variable.

#### Evaluación de modelos

La validación utilizó una muestra de prueba y entrenamiento, que permitó comparar las predicciones de acuerdo a los modelos RLM y RF seleccionados para el agua marina y las vertientes. Este test consistió en dividir la totalidad de los casos (N) en una muestra de entrenamiento (2N/3) y una muestra de prueba (N/3). Se realizó una comparación entre los valores predichos y observados repitiendo este procedimiento 500 veces mediante un sorteo de los valores correspondientes a cada segmento.

Para evaluar la capacidad predictiva, se analizaron los valores de los estadísticos que indican un buen ajuste de las variables cuando: el índice de correlación entre los valores predichos y observados es significativo (p<0.05 y corr > 0.7); la RECM sobre la muestra de prueba es cercana a cero; y dada una relación ideal entre los valores predichos y observados, el valor de la pendiente es cercano a 1 y el del intercepto cercano a 0.

En caso del agua marina, también fue realizada una validación con datos externos, a partir de una muestra (18 observaciones) correspondiente a valores de los años 2008 y 2009 que no fueron utilizados para generar y evaluar los modelos previamente.

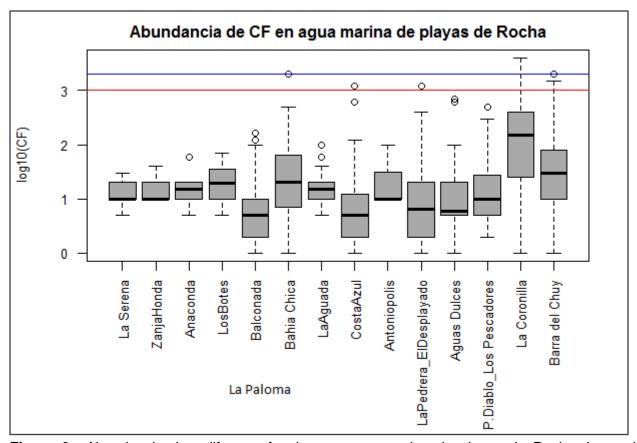
#### **RESULTADOS**

# 1) Contaminación fecal histórica en el agua de playas de Rocha

## 1.1) Playas de Rocha: agua marina

En términos generales, el agua marina de las playas de Rocha estuvo en cumplimiento con la normativa Clase 3 (2000 UFC/100ml). Sin embargo, es posible afirmar que ha existido una presencia generalizada de CF en todas las playas analizadas, con un incumplimiento de 14 casos con respecto a la Clase 2b referente al uso recreativo del agua (1000 UFC/100ml) (Figura 3).

El promedio de las abundancias de este indicador fue  $1.2 \log_{10}(UCF/100ml)$ . El valor máximo fue de  $3.6 \log_{10}(UCF/100ml)$  en el agua marina de La Coronilla (próxima al Canal Andreoni) en diciembre de 2016. En esta playa (N=53) también se observó el mayor valor promedio de contaminación fecal ( $2 \pm 0.89 \log_{10}UCF/100ml$ ). Por otra parte, la playa que presentó el menor valor promedio fue La Balconada (N= 54), localizada en el balneario La Paloma ( $2 \pm 0.6 \log_{10}(UCF/100ml)$ ) (Tabla II).



**Figura 3.-** Abundancia de coliformes fecales en agua marina de playas de Rocha. Las cajas representan cada playa, divididas por una línea horizontal al nivel de la mediana y delimitadas por el 1er y 3er cuartil en valores de log<sub>10</sub> para concentraciones de CF, dentro del intervalo de confianza (IQ) del 95%. Recta azul: Límite Decreto 253/79, Clase 3 (2000 UCF/100ml). Recta roja: indica el límite Decreto 253/79, Clase 2b (1000 UCF/100ml).

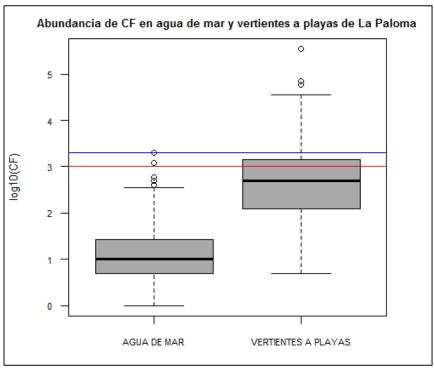
**Tabla II.-** Promedio de coliformes fecales en agua marina de las playas de Rocha.

Localidad	Playa	N	Promedio log <sub>10</sub> (CF)	Desvío estándar log <sub>10</sub> (CF)
	La Serena	5	1.09	0.30
	Zanja Honda	5	1.18	0.27
	Anaconda	5	1.19	0.40
La Paloma	Los Botes	12	1.27	0.34
	La Balconada	54	0.82	0.60
	Bahía Chica	60	1.34	0.79
	La Aguada	13	1.25	0.36
	Costa Azul	60	0.87	0.62
	Antoniópolis	3	1.33	0.58
La Pedrera	El Desplayado	54	0.93	0.69
Aguas Dulces	Aguas Dulces	54	0.97	0.65
Punta del Diablo	Los Pescadores	35	1.18	0.63
La Coronilla	La Coronilla	53	2.0	0.89
Barra del Chuy	Barra del Chuy	53	1.46	0.80

# 1.2) Playas de La Paloma: agua marina y vertientes

En las vertientes se observó un mayor grado de contaminación fecal que en el agua marina de las playas de La Paloma (Figura 4). Los valores promedios fueron  $2.65 \pm 0.8 \log_{10}(UCF/100ml)$  en vertientes y  $1.06 \pm 0.7 \log_{10}(UCF/100ml)$  en agua marina (ANOVA, p< 0.01).

En el agua marina, del total de los casos observados, el incumplimiento de la normativa represent ó un 0.5 % para la Clase 3, y un 0.9% para la Clase 2b. En cambio, en vertientes, estos porcentaje s fueron mayores, 21% y 30%, respectivamente.



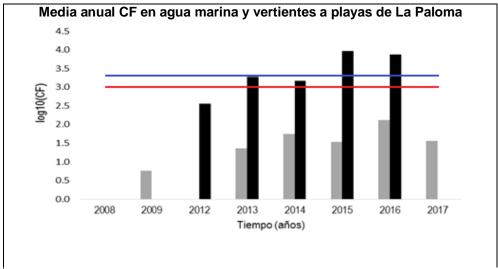
**Figura 4.-** Abundancia de Coliformes Fecales en agua marina y vertientes a playas de La Paloma. Recta azul: Limite Decreto 253/79, Clase 3 (2000 CF/100ml). Recta roja: Clase 2b (1000 CF/100ml).

En las vertientes los valores promedios de salinidad y conductividad fueron significativamente menores que en el agua marina (ANOVA, p< 0.01). Los valores medios de temperatura fueron similares, pero el valor máximo en las vertientes fue mayor. Por lo tanto, las observaciones responden a la condición natural de estos sectores de las playas (Tabla III).

**Tabla III.-** Estadísticos descriptivos de las variables microbiológicas, legales y fisicoquímicas estudiadas en agua marina y vertientes a playas de La Paloma.  $log_{10}$  (CF)= logaritmo en base 10 de coliformes fecales. N= Número de casos. NA= *Not Available*= Datos no disponibles. X (X - X)= Promedio (mínimo – máximo).

	Agua de mar N= 217	Vertientes al mar N= 332
log <sub>10</sub> (CF) (UFC/100 ml)	1.06 (0 - 3.3) N= 215	2.65 (0.7- 5.54) N= 332
% exceso Clase 3 (2000 UFC/ 100ml)	0.5	21
% exceso Clase 2b (1000 UFC/ 100ml)	0.9	30
Temperatura (°C)	19.37 (11.9 - 27.5) N= 191	18.76 (9.9 - 32.9) N= 143
Salinidad	26.85 (8.4 - 32.2) N= 185	1.28 (0 - 26.8) N= 221
Conductividad (mS)	37.36 (11 - 49.2) N= 185	2.23 (0.07 - 40.59) N= 221
рН	7.8 (7.3 - 8.1) N= 137	NA
O <sub>2</sub> (mg/L)	7.65 (6.0 - 9.6) N= 128	NA
Período (años)	(2008 - 2009) (2013 - 2017)	2012-2016

Se registró un incremento temporal en la concentración de CF (Figura 5). Este fue significativo en agua marina p< 0.01,  $R^2 = 10\%$ ; así como en vertientes (p< 0.01,  $R^2 = 12\%$ ).

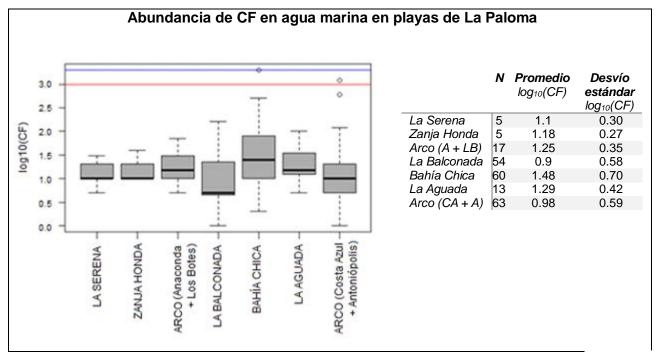


**Figura 5.-** Media anual de CF en agua marina y vertientes a playas de La Paloma. Barras grises: Agua marina. Barras negras: Vertientes. Recta azul: Limite Decreto 253/79, Clase 3 (2000 CF/100ml). Recta roja: Clase 2b (1000 CF/100ml). Observaciones: En las 12 muestras tomadas en el agua marina de 2008, el resultado fue siempre de 1 UCF/100ml~ 0 en términos logarítmicos. En 2017, el último mes analizado fue mayo.

## 1.2.1) Agua marina de playas de La Paloma

En el agua marina de las playas de La Paloma, las concentraciones del  $\log_{10}(UCF/100ml)$ , promedio más altas ocurrieron en Bahía Chica, seguido de La Aguada, y el Arco de playa que abarca desde Anaconda a Los Botes. Los promedios de  $\log_{10}(CF)$  fueron: 1.48  $\pm$  0.70  $\log_{10}(UCF/100ml)$ , 1.29  $\pm$  0.42  $\log_{10}(UCF/100ml)$  y 1.25  $\pm$  0.35  $\log_{10}(UCF/100ml)$ , respectivamente.

Mientras que, los menores valores promedio se registraron en La Balconada, seguido del Arco de playa que comprende desde Costa Azul hasta Antoniópolis. Los promedios de  $\log_{10}$  (CF) fueron: 0.9  $\pm$  0.58  $\log_{10}$  (UCF/100ml) en el primer caso y 0.98  $\pm$  0.59  $\log_{10}$  (UCF/100ml) en el segundo (Figura 6).

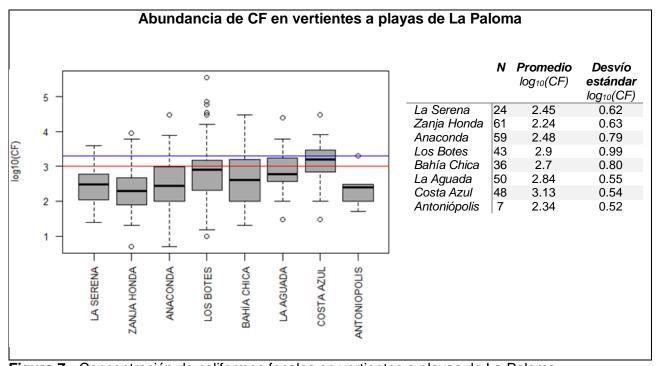


**Figura 6.-** Abundancia de coliformes fecales en agua de mar en playas de La Paloma. Arco (A + LB): Arco de playa que comprende desde playa Anaconda a playa Los Botes. Arco (CA + A): Arco de playa Costa Azul hasta playa Antoniópolis. Recta azul: Limite Decreto 253/79, Clase 3 (2000 CF/100ml). Recta roja: Clase 2b (1000 CF/100ml).

## 1.2.2) Vertientes a playas de La Paloma

En cuanto a las vertientes a las playas de La Paloma, los valores promedios más elevados de CF se observaron en Costa Azul (3.1  $\pm$  0.54 log<sub>10</sub>(UCF/100ml)), seguido de Los Botes (2.9  $\pm$  0.9 log<sub>10</sub>(UCF/100ml)). En la vertiente a esta última playa, también fue registrado el máximo valor histórico de contaminación fecal, igual a 5.54 log<sub>10</sub>(UCF/100ml).

Por el contrario, las vertientes con menor valor promedio fueron Zanja Honda y Antoniópolis (2.24 log<sub>10</sub>(UCF/100ml) y 2.34 log<sub>10</sub>(UCF/100ml), respectivamente) (Figura 7).



**Figura 7.-** Concentración de coliformes fecales en vertientes a playas de La Paloma. Recta azul: Limite Decreto 253/79, Clase 3 (2000 CF/100ml). Recta roja: Clase 2b (1000 CF/100ml).

# 2) Variables relacionadas a la contaminación fecal en el agua de playas de La Paloma

# 2.1) Variables relacionadas a coliformes fecales en agua marina

De acuerdo al criterio AIC, las variables que explican en mejor medida la variación de las abundancias del log<sub>10</sub>(CF) en agua marina son, en conjunto: la temporada, la salinidad y las precipitaciones (5 y 10 días), y la identidad de la playa.

Existe una baja diferencia de  $\Delta(AIC)$  entre el modelo que incluye las variables antes mencionadas, y el modelo que también incluye la temperatura ( $\Delta AIC=1$ ). Sin embargo, la significancia de la variable de forma independiente, es igual a la significancia de un modelo que no tenga en cuenta ninguna de las variables (intercepto). Por lo tanto, se desestima para la selección del mejor modelo (Tabla IV).

Tabla IV.- Selección de variables del modelo RLM en agua marina, según criterio AIC.

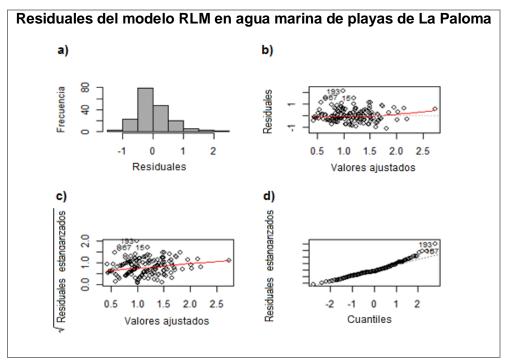
Variables	AIC	Δ(AIC)	Evaluación
Temporada + Salinidad + Precipitación (15 días) + Precipitación (5 días) + Playa	294	0	Major madala
Temporada+ Salinidad+ Precipitación(15)+ Precipitación(5)+ Playa+ Temperatura	295	1	Mejor modelo
Precipitación (15 días)	318	24	1
Playa	337	43	
Precipitación (5 días)	338	44	
Temporada	338	44	V
Temperatura	350	56	Dana and dala
Intercepto	350	56	Peor modelo

El modelo de RLM que mejor explica la contaminación fecal en agua marina de playas de La Paloma, las variables seleccionadas por el modelo fueron: playa, temporada, salinidad, precipitación media (5 días) y precipitación media (15 días). Este modelo explicó el 31.1% de la varianza de la contaminación fecal según el indicador  $\log_{10}$  (CF) estudiado (p< 0.01) (Tabla V).

**Tabla V.-** Ecuaciones de modelos RLM en agua marina de playas de La Paloma (Intercepto temporada alta y media). A= Temporada Alta; M= Temporada Media; B= Temporada Baja. P5= Promedio de precipitación acumulado en 5 días previos; P15= Promedio de precipitación acumulado en 15 días previos. p= significancia estadística.

	Playa	Temporada	Salinidad	Precipitación (P5)	Precipitación (P15)
log <sub>10</sub> (CF)=	1.89 Bahía Chica (p< 0.01)  1.51 Los Botes (p=0.05)  1.41 Zanja Honda (p=0.14)  1.40 La Aguada (p=0.05)  1.38 Costa Azul (p< 0.01)  1.35 La Balconada (p< 0.01)  1.32 La Serena (p=0.05)	- 0.34 (B) (p=0.0038) + 0 (A/M) (p=1.04e-08)	- 0.02 (Sal) (p=0.051)	+ 0.04(P5) (p=0.004)	+ 0.02(P15) (p=0.00012)

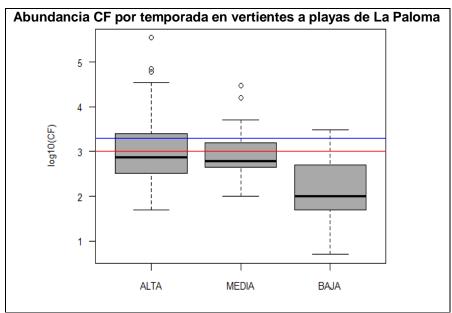
Por otra parte, el análisis de residuales se consideró adecuado, con valores levemente sesgados en la cola derecha del histograma de residuales (Figura 8).



**Figura 8.-** Residuales del modelo RLM: log10 (CF) = playa + temporada + salinidad + precipitación media (5 días) + precipitación media (15 días), en agua marina de playas de La Paloma. Histograma de residuales. **b)** Análisis de varianza. **c)** Analisis de residuales estandarizados. **d)** Ajuste distribución normal.

# 2.2) Variables relacionadas a coliformes fecales en vertientes

Históricamente, en temporada alta (verano) y media (turismo), las vertientes a playas de La Paloma tuvieron un mayor grado de contaminación fecal. Los promedios de  $\log_{10}$  (CF) fueron: 2.96 ± 0.65  $\log_{10}$  (UCF/100ml) en temporada alta, 2.95 ± 0.58  $\log_{10}$  (UCF/100ml) en temporada media, y 2.16 ± 0.69  $\log_{10}$  (UCF/100ml) en temporada baja (Figura 9).



**Figura 9.-** Abundancia de coliformes fecales por temporada en vertientes a playas de La Paloma. Alta: meses de verano (diciembre, enero y febrero). Media: meses en los que ocurre la "semana de turismo" (marzo y abril). Baja: rmayo a noviembre. Recta azul: Limite Decreto 253/79, Clase 3 (2000 CF/100ml). Recta roja: Clase 2b (1000 CF/100ml).

De acuerdo al criterio AIC, las variables que mejor explican la variación de las abundancias del log10 (CF) en vertientes son: la temporada y la identidad de la playa. Podría considerarse también la temperatura dada la baja diferencia de  $\Delta$ (AIC= 0.29). Sin embargo, el modelo más sencillo de interpretar para la gestión, es el que incluye menor número de variables. En este caso temporada y playa (Tabla VI).

**Tabla VI.-** Selección de variables del modelo RLM en vertientes a playas de La Paloma, según criterio AIC.

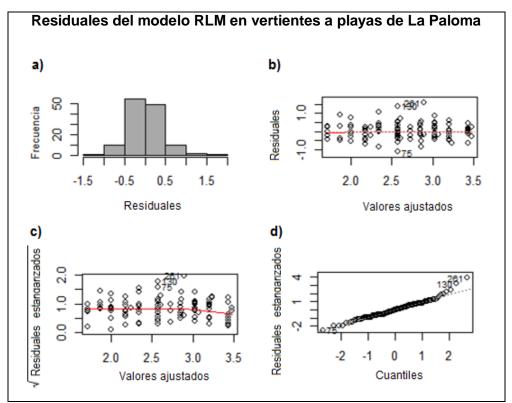
Variables	AIC	Δ(AIC)	Evaluación
Temporada + Playa	168.79	0	Mejor
Temporada + Temperatura + Playa	169.08	0.29	modelo
Temporada + Salinidad + Temperatura + Playa	170	1	
Temporada + Salinidad + Temperatura + Precipitación (15 días) + Playa	172	3	
Temporada+ Salinidad+ Precipitación(15)+ Precipitación(5)+ Playa+ Temperatura	174	5	
Temporada	205	36	
Temperatura	215	46	V
Playa	249	80	
Precipitación (15 días)	253	84	Peor
Precipitación (5 días)	263	94	modelo
Intercepto	266	97	

El modelo de RLM que mejor explica la contaminación fecal en vertientes a playas de La Paloma, contempló las variables: identidad de playa y temporada. Este modelo explicó en un 56.5% la varianza del log<sub>10</sub> de los coliformes fecales (p< 0.01) (Tabla VII).

**Tabla VII.-** Ecuaciones de modelos RLM en vertientes a playas de La Paloma (Intercepto temporada alta y media). A= Temporada Alta; M= Temporada Media; B= Temporada Baja. p= significancia estadística.

	Playa	Temporada
	3.43 Costa Azul	
	(p< 0.05)	
	3.19 La Aguada	
	(p=0.20)	
	3.02 Anaconda	
	(p< 0.01)	- 0.85 (B)
	2.85 Bahía Chica	(p= 2e-16)
log <sub>10</sub> (CF)=	(p= 0.29)	
10910(01 )=	2.84 Los Botes	
	(p= 0.27)	+ 0 (A/M)
	2.72 La Serena	(p= 2e-16)
	(p= 0.078)	
	2.57 Zanja Honda	
	(p= 0.01)	
	2.24 Antoniópolis	
	(p= 0.05)	

El análisis de residuales no presentó patrones inadecuados (Figura 10).



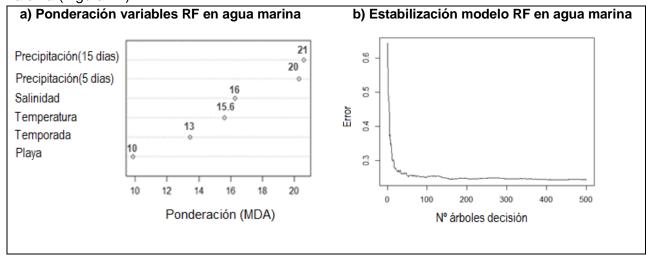
**Figura 10.-**Residuales del modelo RLM:  $log_{10}$  (CF) = playa + temporada, en vertientes a playas de La Paloma. **a)** Histograma de residuales. **b)** Análisis de varianza. **c)** Analisis de residuales estandarizados. **d)** Ajuste distribución normal.

# 3) Modelos predictivos de coliformes fecales en playas de La Paloma

#### 3.1) Validación: muestra de prueba y de entrenamiento

# 3.1.1) Modelos predictivos en agua marina

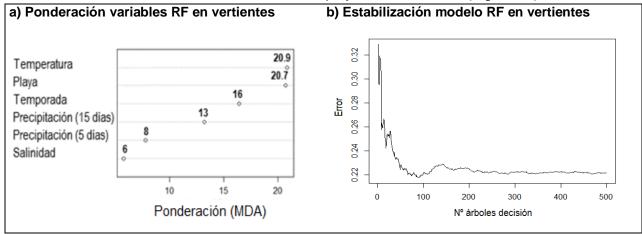
El modelo de RF de mayor ajuste combinando todas las variables de interés, obtuvo un pseudo R<sup>2</sup> de 41.1% y un ECM igual a 0.25. De acuerdo al índice de exactitud de disminución media (MDA), las dos variables relacionadas con la precipitación (15 días y 5 días), presentaron mayor importancia para predecir la varianza de los coliformes fecales en agua marina de playas de La Paloma (Figura 11).



**Figura 11.-** Selección de variables en modelo RF para agua marina. **a)** Ponderación de variables del modelo RF (MDA= índice de exactitud de disminución media). **b)** Estabilización del error del modelo RF según Nº árboles de decisión.

#### 3.1.2) Modelos predictivos en vertientes

El modelo RF de mayor ajuste combinando todas las variables de interés, presentó un pseudo R<sup>2</sup> de 51.85% e indicó un ECM de 0.22. En este caso, la temperatura y la identidad de la playa, y en menor medida la temporada, fueron ponderadas como las variables de mayor peso en predecir la varianza de los coliformes fecales en vertientes a playas de La Paloma (Figura 12).



**Figura 12.-** Selección de variables en modelo RF para vertientes. **a)** Ponderación de variables del modelo RF (MDA= índice de exactitud de disminución media). **b)** Estabilización del error del modelo RF según Nº árboles de decisión.

En agua marina de playas de La Paloma, entre los dos modelos predictivos de variación de coliformes fecales, el modelo de Random Forest obtuvo un ajuste levemente mejor en comparación al modelo de Regresión Lineal Múltiple. El modelo RF, explicó en mejor medida la variación del log10 de los coliformes fecales (pseudo R²=41.1% en RF vs. R²=31.1% en RLM). Al realizar el test de validación de muestra de prueba y entrenamiento, el coeficiente de correlación entre valores predichos y observados del modelo RF fue mayor (0.60) en relación al coeficiente del modelo RLM (0.50). Asimismo, el RF presentó un menor valor de la RECM (0.53) que el RLM (0.56).

Por el contrario, en vertientes a playas de La Paloma, el R² del modelo de Regresión Lineal Múltiple fue mayor al pseudo R² del RF (56.5% en RLM vs. 51.9% en RF). Sin embargo, dada la validación de muestra de prueba y entrenamiento, el coeficiente de correlación entre valores predichos y observados del modelo RF fue mayor (0.73) en relación al coeficiente del modelo RLM (0.69). Asimismo, el RF presentó un menor valor de la RECM que el RLM (0.47 y 0.51, respectivamente) (Tabla VIII).

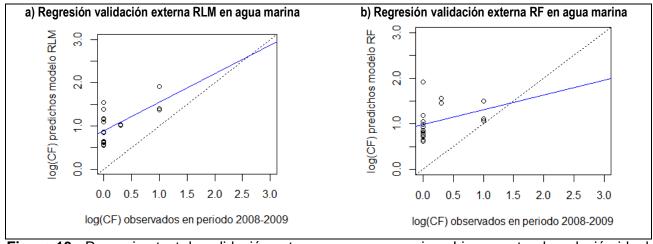
**Tabla VIII.-** Comparación de modelos RLM y RF (en agua marina y vertientes) a playas de La Paloma, de acuerdo al test de validación de muestra de prueba y entrenamiento. RLM= Modelo Regresión Lineal Múltiple; RF= Modelo Random Forest; RECM= Raíz Cuadrada del Error Cuadrático Medio; Corr= Coeficiente de correlación; sd= desvío estándar.

			Corr	RECM	Intercepto	Pendiente
	RLM	media	0.50	0.56	0.78	0.30
Agua	KLIVI	sd	0.11	0.05	0.07	0.07
marina	RF	media	0.60	0.53	0.82	0.26
		sd	0.01	0.003	0.007	0.005
	RLM	media	0.69	0.51	1.2	0.52
Vertientes	KLIVI	sd	0.08	0.06	0.22	0.08
vertientes	RF	media	0.73	0.47	1.31	0.51
	IΛΓ	sd	0.06	0.05	0.99	0.08

#### 3.2) Validación externa: en agua marina

Para el test de validación externa, se utilizó una muestra independiente integrada por 18 observaciones en años anteriores al 2013 (2008 y 2009) en agua marina de playas de La Paloma. Esta muestra no contaba con datos de salinidad, ni temperatura, por lo que fue necesario realizar nuevos modelos RLM y RF sin incluir estas variables con los datos de entrenamiento.

Al realizar el test de validación externa, el valor de la correlación entre los valores predichos y los valores observados fue positivo y significativo en ambos modelos (0.64 en el RLM y 060 en el RF). Sin embargo, el valor de la RECM arrojó valores altos (0.88 en el caso del modelo RLM y 0.92 en RF) (Figura 13).



**Figura 13.-** Regresion test de validación externa para agua marina. Linea punteada, relación ideal 1:1. **a)** Regresión validación externa RLM, linea azul:  $\log_{10}$  (CF) predichos = 0.66  $\log_{10}$  (CF) observados + 0.89. **b)** Regresión validación externa RLM, linea azul:  $\log_{10}$  (CF) predichos = 0.34  $\log_{10}$  (CF) observados + 0.97.

## **DISCUSIÓN**

## Contaminación fecal en playas de Rocha y La Paloma

En términos generales, históricamente el agua marina de las playas de Rocha ha sido apta para uso recreativo de acuerdo a la normativa nacional vigente. No obstante, ha existido una presencia generalizada de coliformes fecales en todas las playas analizadas. De acuerdo a la Ordenanza Costera del Departamento de Rocha (Decreto 12/2003), las soluciones a través de redes de colectores, como las soluciones a nivel de predio, deberán asegurar la no contaminación de las aguas superficiales y subterráneas; y en ningún caso se admitirá el vertimiento de aguas servidas al Océano, sea en forma directa o indirecta, sin un adecuado tratamiento que asegure la no contaminación de las aguas públicas. Sin embargo, la mayoría de los balnearios de este departamento no cuentan con un tratamiento adecuado (Decreto 12/2003). Por tanto, se generan riesgos a contraer enfermedades relacionadas al agua recreativa (ej.: entéricas, respiratorias, dérmicas, etc) (OMS, 2003). De las playas de Rocha, el agua marina que registro las mayores abundancias de coliformes fecales fue La Coronilla. Esto podría relacionarse a la carga de contaminantes provenientes del Canal Andreoni, que desemboca en un área cercana al sitio de muestreo.

En las playas de La Paloma, desde 2016 el monitoreo se realiza tanto en el agua marina, como en vertientes. Entre estos dos sectores, históricamente en las vertientes se ha observado un mayor grado de contaminación fecal, excediendo la normativa en un 21% respecto a la Clase 3 y 30% según la Clase 2b. Se comprobó un incremento significativo de la contaminación en los últimos años, pudiendo estar generado tanto por el aumento de urbanización, como por los distintos usos de suelo de las microcuencas que derivan a las playas. En el agua marina de las playas de La Paloma, los valores de contaminación fecal promedio más elevados ocurrieron en Bahía Chica, seguido de La Aguada, y el Arco de playa que abarca desde Anaconda a Los Botes. Al mismo tiempo, las vertientes a la playa Los Botes registraron valores promedio elevados de coliformes fecales, y el máximo valor histórico, varios ordenes de magnitud superiores a la normativa vigente. esto podría indicar una irregularidad en el vertido de emprendimientos en la faja costera. Una de las mayores problemáticas con respecto a la salud humana, es que estas vertientes suelen utilizarse en verano como "ambientes seguros" para los niños más pequeños, dada su mayor temperatura y lejanía a las corrientes costeras (Trabal et al., 2019). Sin embargo, este grupo etario, no solamente es uno de los más vulnerables por estar en contacto directo con el agua, sino que, es altamente susceptible a contraer enfermedades por ingesta de agua (Trabal et al., 2019); y para este uso, el valor de coliformes fecales debería ser 0 UFC/100ml (Cap. 25- Decreto Nº 315/994).

# Variables relacionadas a la contaminación fecal en playas de La Paloma

#### Agua marina

En agua marina de playas de La Paloma, los coliformes fecales demostraron disminuir con la salinidad y aumentar con la precipitación. Ha sido comprobado que la salinidad es inhibidora del crecimiento de microorganismos fecales en agua marina (ej.: Chalarca et al., 2007; Gómez et al., 2008). Este hecho sugiere que la contaminación fecal en agua marina puede ser mayor, pero el indicador utilizado no permitiría identificarla de forma robusta, tal como ha sido comprobado por lbargoyen et al. (2018) en el gradiente salino de la costa del Río de la Plata. Por otra parte, el uso de la precipitación es ampliamente recomendado como variable prioritaria para generar

advertencias sanitarias de calidad del agua en playas por elevar las concentraciones de este indicador (Boehm et al., 2007). Es posible que la contaminación se arrastre por las microcuencas y llegue a las playas cuando los volúmenes de precipitación ascienden. También la identidad de la playa y la temporada explicaron las abundancias de estas bacterias. Es decir que existen factores intrínsecos a cada playa o microcuenca (como las construcciones de pozos filtrantes aguas arriba o sobre la faja costera), que hacen elevar las concentraciones de coliformes cuando el flujo de personas es mayor (verano y turismo).

Además, en el convenio de Monitoreo Costero que se lleva a cabo entre la DINAMA y la IDR, no es utilizado el valor puntual limite que dicta el Decreto 253/79 para evaluar la calidad del agua de uso recreativo, sino que, solamente es utilizado el cálculo de la Media Geométrica móvil (Gesta-Agua, 2014). Para este cálculo, la DINAMA plantea que se utilicen 5 muestras consecutivas tomadas dentro de 45 días durante la temporada, sin embargo, en las playas de Rocha, y específicamente en La Paloma, el muestreo en el periodo de octubre-marzo se realiza de forma quincenal (MVOTMA, 2018). Según el PNA (2017), este es el mismo tiempo que en promedio se requiere para la correcta operación de un pozo impermeable (mínima frecuencia de vaciado). Consecuentemente, existe un riesgo en el cálculo de los valores que se puedan reportar. Dado que, para calcular la media geométrica de enero, pueden ser utilizados muestreos realizados en noviembre; y por ende, la MG pueda verse influenciada por un bajo valor de coliformes fecales, previo a la temporada alta. Momento en que, la capacidad de los sistemas sanitarios individuales (ej.: pozos en casas particulares) y colectivos (ej.: emprendimientos hoteleros) pueden saturarse en menor tiempo.

#### **Vertientes**

En el caso de las vertientes, los coliformes fecales no presentaron relaciones estadísticamente significativas con ninguna de las variables fisicoquímicas analizadas (según AIC en RLM). Sin embargo, tanto en vertientes como en agua marina, las concentraciones de coliformes fecales aumentaron significativamente con la temporada alta y media (verano y turismo) coincidiendo con el momento de mayor afluencia de turistas. En las vertientes de las payas Costa Azul y Anaconda, se evidenció que en promedio (log10= 3.43 y 3.02 UFC/100ml, respectivamente), la contaminación fecal en temporada alta incumple las normativas, por lo que sería de urgencia implementar medidas de gestión, como aumentar monitoreos, o colocar señalización. La acción de señalización no tiene la función de ser una alternativa al mejoramiento ambiental o acción reguladora para reducir la contaminación, pero puede ser útil para proporcionar información pública y asesoramiento diario durante la temporada de baño (McPhail & Stidson, 2009).

En el caso de las vertientes podría evidenciarse que factores externos a los fisicoquímicos están operando en la existencia de la contaminación fecal. Esto sugiere que en temporada alta el aporte de los contaminantes provenientes de las microcuencas, o bien aportes puntuales podrían fundamentar esta relación. De lo contrario, si esta contaminación se encontrara retenida en la napa, los valores de contaminación fecal serían más elevados en el resto del año.

A nivel internacional, además de las variables utilizadas en este estudio, otras variables que han sido utilizadas para explicar la variación de la contaminación fecal en playas recreativas, han sido la altura y período de la marea, la dirección y velocidad del viento, temperatura del aire, la turbidez del agua y la radiación solar (ver Tabla I). Sin embargo, en este caso no fueron contempladas, debido a la inexistencia de datos.

#### Modelos para predecir la contaminación fecal en playas de La Paloma

Este estudio representa la primera modelización de la calidad del agua basada en coliformes fecales en playas de La Paloma, Rocha; y una de las primeras experiencias a nivel nacional. A nivel internacional, se ha demostrado que los modelos predictivos funcionan bien en la gestión costera y son cada vez más aceptados (Francy, 2009; US EPA, 2010).

En agua marina de playas de La Paloma, el modelo Random Forest, explicó en mejor medida la variación del log<sub>10</sub> de los coliformes fecales en comparación al modelo RLM (R²=31.1%). El pseudo R² del RF fue de 41.1%, este valor se encuentra dentro del rango de otros estudios de contaminación fecal en agua recreativa a nivel internacional (19% - 85%, Jones et al., 2013; Parkhurst et al., 2005; Shively et al., 2016). Estos métodos no requieren suposiciones de que las relaciones son lineales, y dan cuenta de posibles interacciones entre variables explicativas automáticamente. Las variables importantes en cada playa pueden proporcionar pistas útiles sobre las fuentes la contaminacion fecal (Parkhurst et al., 2005). En este caso, la precipitación (15 días y 5 días), fue ponderada como las de mayor peso para predecir la varianza de los coliformes fecales en agua marina de en playas de La Paloma. Es decir que tanto la lluvia de los 15 días anteriores así como la de los 5 días anteriores al muestreo, tiene influencia en la concentración de coliformes al momento del muestreo. Por lo que en un fututo, sería interesante probar modelos de alertas por umbrales de precipitación. Estos además, son el tipo de enfoque más simple, su objetivo es identificar en qué niveles el indicador de contaminación fecal excede el estándar de calidad del agua dado un evento de lluvias (Francy, 2009; US EPA, 2010).

En agua marina también se realizó una validación externa, el valor de la correlación entre los valores predichos y los valores observados fue positivo y significativo en ambos modelos. Esta muestra no contaba con datos de salinidad, ni temperatura, por lo que fue necesario realizar nuevos modelos RLM y RF sin incluir estas variables. En términos generales, funciona mejor cuando los valores observados son altos. La mayoría de los valores de esta muestra fueron log<sub>10</sub>(CF)<1. Esta condición puede estar alterando las predicciones de falsos positivos (a valores bajos de coliformes fecales, predice valores altos).

Por otra parte, en vertientes a playas de La Paloma, el modelo de Regresión Lineal Múltiple explicó en mejor medida la variación del log10 de los coliformes fecales. Con un  $R^2$  = 56.5%, este valor fue incluso mayor a algunos estudios similares desarrollados a nivel internacional. Tales son los casos de estudios en Flyde Coast, UK ( $R^2$  = 8% - 50%) (Crowther et al., 2001); Chicago, USA ( $R^2$  = 11%-31%) Nevers & Whitman, 2011); y Hong Kong, China ( $R^2$  = 30% - 48%) (Thoe et al., 2012). En el modelo RF, los valores del pseudo  $R^2$ = 51.9% también fue comparable con estudios internacionales (19% - 85%, Jones et al., 2013; Parkhurst et al., 2005; Shively et al., 2016).

#### Potencial uso como herramienta de gestión

Este estudio sugiere que los modelos pueden ser una vía para resumir la información existente y representar una potencial herramienta de gestión costera en playas de La Paloma. A partir del modelo RLM en vertientes se da un ejemplo de aplicación en la playa Costa Azul, comparando las predicciones en temporada baja y alta (o media), entonces:

#### Ejemplo de aplicación:

Si analizáramos las vertientes a la playa Costa Azul, en temporada baja, el cálculo sería:

- log10(CF)= 3.43 (Costa Azul) 0.85 (Temporada Baja)
- log10(CF)= 2.58 UFC/100ml

Por el contrario, si analizáramos la misma playa, pero en verano o turismo, entonces:

- log10(CF)= 3.43 (Costa Azul) + 0 (Temporada alta/media)
- log10(CF)= 3.43 UFC/100ml

Por ende, las vertientes en esta playa en temporada alta, presentan valores promedio en incumplimiento con la normativa (3.43 UFC/100ml > Clase 3= 3.3 UFC/100ml > Clase 2b= 3 UFC/100ml). Lo mismo ocurre con las vertientes a playa Anaconda (log10CF= 3.02 UFC/100ml; p<0.01).

La principal limitante para trasladar los modelos generados a la gestión, es que según la normativa Clase 3 no se debe superar el límite de  $3.3 \log_{10}(UFC/100ml)$ , pero el valor del error (RECM) en los modelos obtenidos fue superior a 0.47, por lo que este valor de error predice entre  $2.96 \log_{10}(UFC/100ml) < 3.3 \log_{10}(UFC/100ml) < 3.64 \log_{10}(UFC/100ml)$ . Mientras que las principales ventajas, se asocian a la existencia de estaciones meteorológicas en la zona, y la fácil obtención de datos en tiempo real de salinidad y temperatura (entre otras variables).

El uso de estos modelos en complemento con el monitoreo, permitiría reducir los riesgos a la salud humana y comprender la dinámica de esta contaminación. No obstante, es necesario capacitación y coordinación interinstitucional para apoyar la toma de decisiones; desarrollo de estudios epidemiológicos locales; y financiación para reforzar el monitoreo, poner a prueba y adaptar los modelos, e integrarlos a plataformas online o aplicaciones móviles.

## RECOMENDACIONES PARA LA GESTIÓN

A partir de los resultados obtenidos en la presente investigación, se recomienda la implementación de diferentes propuestas de gestión que abarcan la necesidad de tomar medidas en el corto, mediano y largo plazo, tanto a nivel gubernamental, académico, como empresarial e individual:

# Investigación

- En futuras aproximaciones, sería interesante probar otros modelos, ej.: Modelos de Clasificación o LASSO regression (Breiman, 1995; Tibshirani, 1996), o incluir nuevas variables fisicoquímicas utilizadas en diferentes modelos a nivel internacional como la altura y periodo de la marea, la velocidad y dirección del viento o la radiación solar (ej.: Crowther et al., 2001 y Thoe et al., 2012). Al mismo tiempo, se debería considerar una variable que refleje la cantidad de pozos filtrantes construidos en las microcuencas que derivan a las playas de La Paloma, y la carga hotelera, especialmente en la franja costera. Es sustancial, además, añadir a la línea de investigación el estado de las aguas subterráneas y los sedimentos (ej Kruk et al., 2018).
- Sería util el desarrollo de estudios epidemiológicos locales, para vincular los resultados de los modelos predictivos con la tasa a la que los usuarios de playas recreativas contraen enfermedades relacionadas con la contaminación del agua (ej. Trabal et al., 2019). Conociendo las

limitaciones en asociar de forma directa los coliformes fecales a la propia contaminación fecal (principalmente por incluir especies como *Klebsiella*, que no provienen exclusivamente de heces de humanos y animales), al mismo tiempo que la salinidad es inhibidora de estos indicadores; es aconsejable incorporar nuevas bacterias indicadoras de contaminación fecal a los protocolos de monitoreo, como ser los Enterococos, considerados como el indicador bacteriológico más eficiente para evaluar la calidad de agua de mar y agua dulce de uso recreativo (Vergaray et al., 2007). En vertientes, la *Escherichia coli*, podría ser más apta para indicar la contaminación fecal por tratarse de agua dulce (US EPA, 2012).

#### Prevención

- Como medidas inmediatas, es necesario dar a conocer a la población la situación de la calidad bacteriológica del agua de las playas de La Paloma. Se sugiere colocar cartelería educativa en lugares estratégicos de las playas, con el fin de persuadir a los usuarios a preferir el uso del agua marina para fines recreativos, y así evitar los riesgos sanitarios por el contacto con las vertientes (especialmente utilizadas por los niños). En orden de prioridad, debido a los resultados de este estudio, las principales vertientes que deberían contar con este tipo de señalización son las ubicadas dentro de la playa Los Botes, Costa Azul, La Aguada, Anaconda y Zanja Honda, y posteriormente, como medida de prevención, se debería extender la cartelería al resto de las vertientes de La Paloma.
- Es necesario involucrar a la población (grupos de vecinos, instituciones, empresas, ONG's, entre otros) por ejemplo mediante la organización de jornadas de difusión y debate con el propósito de desarrollar soluciones de forma conjunta. Como antecedente, en agosto de 2018, el Grupo de Trabajo de Playas del Centro Universitario Regional del Este en conjunto con la IDR convocó a una Charla de Difusión, que tuvo lugar en el Centro Casa Bahía de La Paloma, titulada "Calidad de agua de las playas del departamento de Rocha: monitoreo y estado actual", en la cual se aportó con resultados de este trabajo (Anexo II).
- Algunos ejemplos en el mundo demuestran la utilidad de los modelos predictivos para la gestión costera mediante el desarrollo de interfaces en páginas web y aplicaciones móviles, que pueden interpretar tanto los tomadores de decisión, como los usuarios de las playas recreativas (ej.: EE.UU., Escocia, Nueva Zelanda y Hong Kong). En Uruguay y La Paloma, una vez generado un modelo adecuado, sería interesante utilizarlos como herramienta preventiva en la gestión costera. El desarrollo de una interface online mediante la aplicación de los modelos predictivos permitiría, por un lado, tener argumentos para cerrar o no temporalmente una playa; generar un vínculo de comunicación efectiva entre los tomadores de decisión, el Ministerio de Salud (mediante la Dirección Departamental de Salud) y la Agrupación de Guardavidas, con el fin de alertar a la población antes del baño a través del despliegue de la bandera sanitaria. También se podría brindar acceso a la sociedad a información actualizada de la calidad del agua recreativa, a través de la publicación en tiempo real del estado del agua en páginas institucionales, redes sociales y/o aplicaciones móviles.

# **Monitoreo**

• En cuanto a los protocolos de monitoreo, se recomienda tener en cuenta los valores puntuales de coliformes fecales a la hora de evaluar la calidad bacteriológica del agua, así como aumentar la frecuencia de muestreo a un régimen que en principio permita calcular la Media Geométrica de 5 muestras dentro de 45 días, como establece la DINAMA (con un mínimo de un muestreo semanal en temporada estival).

• Resulta imperioso incorporar al monitoreo actual, la evaluación sistemática de las vertientes de manera oficial, dado que históricamente han presentado un elevado grado de contaminación fecal.

#### **Normativa**

Ajustar los valores límites permitidos de indicadores de contaminación fecal de agua recreativa de acuerdo a este uso, según información de estudios epidemiológicos locales (ej. Trabal et al., 2019). La normativa referente en Uruguay (Decreto Nº 253/79) tiene una vigencia de 40 años, y explicita que la contaminación fecal en el agua debe medirse utilizando el parámetro de coliformes fecales. Tras la Resolución Ministerial Nº 99/05, los límites de este parámetro se flexibilizaron de 1000 a 2000 UFC/100ml en muestras individuales. Mientras que, en otros países de Latinoamérica, el máximo valor permitido de este indicador para uso recreativo del agua por contacto directo es considerablemente menor, tal es el caso de Colombia (200 UFC/100ml) o Cuba (500 UFC/100ml).

- En la actualidad, se reconoce que la bacteria *E. coli* es una bacteria esencialmente apta para indicar contaminación fecal en agua dulce (OMS, 2003). Por lo tanto *E.coli* podría ser un buen indicador en las vertientes.
- Mientras que en agua marina (y vertientes), podrían utilizarse los enterococos. Este es un subgrupo de los Estreptococos Fecales, que crecen a temperaturas de 10°C a 45°C y resisten hasta 60°C en un tiempo de 30 minutos. Son capaces de crecer a pH 9.6 (Bartram & Rees, 2000; APHA et al., 2005), y a diferencia de otros indicadores, presentan alta resistencia en determinadas condiciones de estrés ambiental, como salinidad (Vergaray et al., 2007; Ibargoyen, 2018) y radiación solar (Cabelli, 1983; Kay et al., 1994). Específicamente podría usarse la especie *Enterococcus faecium* como indicadora en agua dulce y Enterococcus faecalis en agua salada (OMS, 2003).

# Mitigación

Además de las medidas profilácticas que podrían desarrollarse con los modelos predictivos, es fundamental reducir el aporte de contaminación al sistema. Dado que actualmente la implementación de una red de saneamiento no sería la solución más adecuada, es necesario evaluar diferentes alternativas.

- Se recomienda evitar encausar pluviales que deriven vertientes a playas, a modo de disminuir la velocidad y fuerza con la que el agua llega al mar, especialmente después de fuertes períodos de precipitación dado que esta variable influye en el aumento de la contaminación fecal. En vez de utilizar este mecanismo, se recomienda respetar el crecimiento de las especies de flora nativa circundante y la realización de una reforestación planificada con especies autóctonas de la zona, haciendo énfasis en aquellas que brindan el servicio de filtración natural del agua para amortiguar el ingreso de las aguas servidas por canales y pluviales en las playas.
- Es aconsejable además establecer una planificación de la restauración dunar, fundamentalmente en playas con gran pérdida de arena como se da en el arco de playa de Zanja Honda a Los Botes, de esta forma, se podría mitigar el afloramiento de la contaminación del agua contenida en la napa freática (de Soto et al., 2015).
- Se sugiere vincular al sector empresarial, primordialmente emprendimientos hoteleros situados en la franja costera, para promover el diseño e implementación de un adecuado manejo del sistema de saneamiento.

- A nivel de predio, es importante implementar medidas para disminuir la filtración de la contaminación fecal de los pozos a la napa. En Uruguay, se ha comenzado a explorar el uso de microorganismos eficientes nativos (MEN) para generar productos eficientes en el tratamiento de cámaras sépticas, entre otras aplicaciones (IIBCE, 2016). Otras alternativas al saneamiento convencional pueden ser la creación de diferentes tipos de humedales artificiales que además de depurar las aguas residuales, generan zonas de amortiguación de inundaciones y aportan ventajas a nivel económico (Arias & Brix, 2003). Según su material vegetal predominante pueden clasificarse en humedales basados en macrofitas flotantes, sumergidas, emergentes o de hojas flotantes (Vymazal et al., 1998). Otra opción, aunque menos aceptada popularmente, es la implementación de saneamientos ecológicos mediante sistemas sanitarios basados en la deshidratación o la descomposición (Winblad et al., 1998). En este contexto, es necesario que la normativa facilite la implementación de estas medidas a nivel predial y/o utilice incentivos que promuevan su aplicación.
- A nivel de ordenamiento territorial, se debería utilizar a las micro-cuencas como unidad de gestión para planificar el diseño y aprovechamiento de vías y cinturones verdes dentro de la ciudad (Towne, 1998) (ej.: mantenimiento del humedal La Serena, o el desarrollo de parques y plazas), que además de brindar el servicio de recreación, beneficien la calidad de las aguas urbanas y detengan el deterioro de la calidad del agua en playas, disminuyendo de este modo los riesgos a salud humana de residentes y turistas.

#### **AGRADECIMIENTOS**

A mi tutor, Angel Segura, por guiarme y enseñarme a visualizar soluciones en la complejidad de la naturaleza.

Al tribunal, Carla Kruk, Gonzalo Perera y Jimena Risso, por sus correcciones y sugerencias para lograr un mejor trabajo final.

A la Intendencia de Rocha (IDR), por compartir amablemente su base de datos. Especialmente a Matias Dobrayan, Técnico del Laboratorio de Bromatología, sin su trabajo durante estos años este estudio sería una utopía.

A PEDECIBA Geociencias, programa impulsor en introducirme en el interminable mundo de la investigación, quien ha brindado una beca de iniciación para esta investigación.

A todo el Equipo de Trabajo de Playas del CURE Rocha, con quienes he compartido muestreos, seminarios y talleres en todo este tiempo, y a quienes felicito por su incesante trabajo en cuidar el espacio donde viven y por compartir el conocimiento con su comunidad.

A William Pérez y Mauro Palggi por su apoyo técnico en informática.

A mi familia, especialmente a mi madre por ser el hilo que sostiene esta cometa amante de la naturaleza.

A mis amigos y amigas, quienes siempre me han regalado sus infinitas sonrisas para acabar con el efímero caos.

A todas las personas impulsoras de la Licenciatura en Gestión Ambiental, especialmente al centro de estudiantes, por su compromiso con la LGA.

A la UdelaR, por brindarme educación pública, gratuita y descentralizada gracias al aporte de los ciudadanos de mi país.

A todos ellos y a ustedes por leer, gracias.

# **ANEXO**

ANEXO I. a.- Sitios de muestreo en agua marina de playas de Rocha.

	Playa	Sitios de muestreo	N	Periodo
	La Serena	Playa Frente a Cañada	5	2013
	Zanja Honda	Playa frente a Zen	5	2013
	Anaconda	Playa frente a Costa Esmeralda	5	2013
	Los Botes	Playa frente a Las Eduardas Playa frente a Sotaventos	6 6	2013 2013
	La Balconada	Playa La Balconada	54	(2008-2009),(2013-2017)
La	Bahía Chica	Playa Esquina Juno y Neptuno	60	(2008-2009),(2013-2017)
Paloma La	La Aguada	Playa frente a Cañada Yamandú y Arazatí	4	2013
		Playa frente a Segunda Cañada	4	2013
		Playa frente a calle Del Cañadón	5	2013
	Costa Azul	Playa frente a Terrazas de Costa Azul	54	(2008-2009),(2013-2017)
		Playa frente a Cañada Frutería	6	2013
	Antoniópolis	Playa Antoniopolis (Frente a Calle 5)	3	2013
	La Pedrera	Playa del Desplayado	54	(2008-2009),(2013-2017)
	Aguas Dulces	Playa Calle Cachimba y Faroles	54	(2008-2009),2011,(2013- 2017)
	Punta del Diablo	Los Pescadores (Frente a Feria de los Artesanos)	35	(2014-2017)
	La Coronilla	Playa al final de la Calle Principal	53	(2008-2009),(2013-2017)
	Barra del Chuy	Playa Calle 8 Yemanyá	53	(2008-2009),(2013-2017)

ANEXO I. b.- Sitios de muestreo en agua marina de playas de La Paloma.

Playa	Sitio Muestreo (agua de mar)	N	Periodo
La Serena	Playa La Serena	5	2013
Zanja Honda	Playa frente a Zen	5	2013
Arco de playa	Playa frente a Costa Esmeralda	5	2013
(Anaconda +	Playa frente a Las Eduardas	6	2013
Los Botes)	Playa frente a Sotaventos	6	2013
La Balconada	Playa La Balconada	54	(2008-2009),(2013-2017)
Bahía Chica	Playa esquina Juno y Neptuno	60	(2008-2009),(2013-2017)
La Aguada	Playa frente a Cañada Yamandú y Arazatí	4	2013
-	Playa frente a Segunda Cañada	4	2013
A	Playa frente a calle Del Cañadón	5	2013
Arco de playa (Costa Azul + Antoniópolis)	Playa frente a Terrazas de Costa Azul	54	(2008-2009),(2013-2017)
	Playa frente a Cañada Frutería	6	2013
, and applied	Playa frente a Antoniópolis	3	2013

ANEXO I. c.- Sitios de muestreo en vertientes a playas de La Paloma.

Playa	Sitio Muestreo (vertientes)	N	Periodo
La Serena	Vertiente a Playa La Serena, El Gavilán	24	(2012-2016)
Zanja	Frente a Hostel Oceánico y Zen Apart, derecha	29	(2012-2016)
Honda	Frente a Hostel Oceánico y Zen Apart, izquierda	32	(2012-2016)
Anaconda	Costa Esmeralda, frente a Bungalows	26	(2012-2016)
Ariacoriua	Frente a Las Eduardas	33	(2012-2016)
Los Botes	Frente a Sotaventos	32	(2012-2016)
LOS DOIES	Al costado izquierdo de Portobello	11	(2014-2016)
Bahía Chica	Calles Juno esq. Neptuno, Desagüe por arriba de la calle	10	(2012-2015)
Dariia Criica	Calles Juno esq. Neptuno, Desagüe por abajo de la calle	26	(2012-2016)
La Aguada	Cañada La Aguada Yamandu esq. Arazati	26	(2012-2016)
La Ayuaua	Cañada La Aguada	24	(2012-2016)
Costa Azul	Frente a calle Del Cañadón	25	(2012-2016)
COSIA AZUI	Cañada Costa Azul al costado de Frutería	23	(2012-2015)
Antoniópolis	Antoniópolis, Cañada Frente a Calle 5	7	(2012-2014)

Anexo II.- Jornada de Difusión sobre Calidad de Agua en Playas de Rocha, con especial énfasis en La Paloma.

# **SÁBADO 18 DE AGOSTO**

Casa Bahía La Paloma de 14 a 16:30 hs.



Charla de difusión de los resultados históricos y actuales de contaminación de playas de Rocha con énfasis en La Paloma.

Se invita a la población en general (instituciones, empresas, centro educativos, ONGs, grupos de vecinos y demás público interesado) para informar sobre los indicadores utilizados en monitoreo de playas con fines recreativos, normativas existentes, calidad de agua en playas de efluentes y mar, y mecanismos por los cuáles esta se ve modificada.







# **BIBLIOGRAFÍA**

Akaike, H. (1973). Maximum likelihood identification of Gaussian autoregressive moving average models. *Biometrika*, 60(2), 255-265.

Anon. (2002). The Microbiology of Recreational and Environmental Waters 2002. The Environment Agency, Standing Committee of Analysts, Bristol.

APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association) & WEF (Water Environment Federation). (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st edition., Washington, DC.

Arias, C. A., & Brix, H. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Ciencia e ingeniería neogranadina*, *13*(1), 17-24.

Arocena, J., Marsiglia, J., Rebollo, E., & Capandeguy, D. (2006). La Paloma departamento de Rocha. Una sociedad en busca de sí misma. Instituto de Estudios del Desarrollo Regional y Local (IDEL), Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Católica del Uruguay. Montevideo. 158pp.

Ashbolt, N.J., Grabow, W.O.K. & Snozzi, M. (2001). Indicators of microbial water quality. In: Water quality—Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease. L. Fewtrell and J. Bartram (eds.). IWA Publishing, London, United Kingdom, on behalf of the World Health Organization. pp. 289–315.

Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological monographs*, *81*(2), 169-193.

Bartram, J. & Rees, G. (2000). Monitoring Bathing Waters - A Practical Guide to the Design and Implementation of Assessments and Monitoring Programmes. London: WHO-EPA-UE.

Boehm, A.B., Whitman, R.L., Nevers, M.B., Hou, D., & Weisberg, S.B. (2007). Now-casting recreational water quality. In: Wymer, L., Dufour, A. (Eds.), Statistical Framework for Water Quality Criteria and Monitoring.

Breiman, L. (2001). Random Forests, Machine Learning 45(1), 5-32.

Breiman, L. (1995). "Better Subset Regression Using the Nonnegative Garrote". Technometrics 37 (4). Taylor & Francis, Ltd.: 373–84. doi:10.2307/1269730.

Brooks, W.R, Fienen, M.N., and Corsi, S.R. (2013). Partial least squares for efficient models of fecal indicator bacteria on Great Lakes beaches. Journal of Environmental Management, 114, 470-475

Cabelli, V. J., Dufour, A. P., Levin, M. A., McCabe, L. J., & Haberman, P. W. (1979). Relationship of Microbial Indicators to Health Effects at Marine Bathing Beaches. En: AJPH 69, (7), 690-696.

Campos-Pinilla, C., Cárdenas, M., & Guerrero, A. (2008). Comportamiento de los indicadores de contaminación fecal en diferentes tipos de agua de la sabana de Bogotá (Colombia). Universitas Scientiarum. 13 (2):103-108

Carrillo, E. M., & Lozano, A.M. (2008). Validación del método de detección de coliformes totales y fecales en agua potable utilizando Agar Chromocult. Facultad de Ciencias. Microbiología Industrial. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.

Carrillo, M., Estrada, E. & Hazen, T. C. (1985). Survival and enumeration of the fecal indicators *Bifidobacteria adolescentis* and *Escherichia coli* in a tropical rain forest watershed. *Appl. Environ. Microbiol.* 50, 468–476.

Chalarca Rodríguez, D. A., Mejía Ruiz, R., & Aguirre Ramírez, N. J. (2007). Aproximación a la determinación del impacto de los vertimientos de las aguas residuales domésticas del municipio de Ayapel, sobre la calidad del agua de la ciénaga. Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia, junio, 41-58.

Chapman, D. V. ed. 1996. Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. World Health Organization, Unesco & United Nations Environment Programme. London. 626 pp.

Cohen, J. E., & Small, C. (1998). Hypsographic demography: The distribution of human population by altitude. Proceedings of the National Academy of Sciences, 95(24): 14009-14014.

Constanza, R. (1997). La economía ecológica de la sostenibilidad: Invertir en capital natural. In *Medio ambiente y desarrollo sostenible: más allá del informe Brundtland* (pp. 103-114). Trotta.

Crowther, J., Kay, D., & Wyer, M.D. (2001). Relationships between microbial water quality and environmental conditions in coastal recreational waters: the Fylde Coast, UK. Water Res. 35 (17), 4029e4038.

Crisci, C., Ghattas, B., Perera, G., 2012. A review of supervised machine learning algorithms and their applications to ecological data. Ecol. Modell. 240, 113–122. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.03.001.

Cutler, D.R., Edwards Jr., T.C., Beard, K.H., Cutler, A., Hess, K.T., Gibson, J., Lawler, J.J., 2007. Random forests for classification in ecology. Ecology 88, 2783–2792.

Da Cunha, N., (2009). *La historia del turismo en el Uruguay.* En: Il Jornadas de Investigacion en Humanidades.

Daily, G. C., Matson, P. A., & Vitousek, P. M. (1997). Ecosystem services supplied by soil. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*, 113-32.

De Álava, D. (2006). Interfase de conflictos: el sistema costero de Rocha (Uruguay). En: Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre. Uruguay, pp 437-449.

de Brauwere, A., Ouattara, N. K., & Servais, P. (2014). Modeling fecal indicator bacteria concentrations in natural surface waters: a review. *Critical reviews in environmental science and technology*, *44*(21), 2380-2453.

de León, F., & Segura, A.M. (2019). Contaminación fecal en playas recreativas: Normativas regionales e internacionales y herramientas de gestión en Uruguay. Monografía Final de la Licenciatura en Gestión Ambiental - Centro Universitario Regional Este (CURE) – UdelaR.

de Soto, C., Lázaro, M., Martínez, A., Rodríguez, R., & Fossati, M. (2015) *Una oportunidad de co-manejo y de transición urbe – área protegida en el Municipio de La Paloma .* Proyecto de Manejo Costero Integrado. Informe final. Centro Interdisciplinario para el Manejo Costero Integrado del Cono Sur.

Desmarais, T. R., Solo-Gabriele, H. M. & Palmer, C. J. (2002). Influence of soil on fecal indicator organisms in a tidally influenced subtropical environment. *Appl. Environ. Microbiol.* 68, 1165–1172.

DINAMA (Dirección Nacional de Medio Ambiente). (2009). Manual de procedimientos analíticos para muestras ambientales. Segunda edición.

EEM: Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. (2005). *Ecosystems and human wellbeing: a framework for assessment Washington, DC: Island Press.* 

Francy, D.S., Darner, R.A., & Bertke, E.E. (2006), Models for predicting recreational water quality at Lake Erie beaches: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2006-5192, 13 p.

Francy, D.S. (2009). Use of predictive models and rapid methods to nowcast bacteria levels at coastal beaches. Aquat. Ecosyst. Health & Manag. 12 (2), 177e182.

Francy, D. S., Stelzer, E. A., Duris, J. W., Brady, A. M. G., Harrison, J. H., Johnson, H. E., & Ware, M. W. (2013). Predictive models for *Escherichia coli* concentrations at inland lake beaches and relations of model variables to pathogen detections. *Applied and Environmental Microbiology* 79(5), 1676–1688.

Gadino. I., Brazeiro, A., Panario, D. Roche, I. y O. Gutiérrez (2012) Sustentabilidade em Debate - Brasília, 3 (2), 21-40

Ge, Z., & Frick, W. E. (2007). Some statistical issues related to multiple linear regression modeling of beach bacteria concentrations. *Environmental Research* 103, 358–364.

Gesta-Agua. (2008). *Normas reglamentarias para prevenir la contaminación ambiental mediante el control de las aguas*. Propuesta de modificación del Decreto 253/979 y modificativos.

Gesta-Agua (Grupo de Estandarización para el Agua). (2014). *Normas reglamentarias para prevenir la contaminación ambiental mediante el control de las aguas*. Propuesta de modificación del Decreto 253/979 y modificativos. Propuesta Final.

Gómez Velásquez, F. A., Aguirre Ramírez, N. J., Betancur Urhán, J., & Toro Botero, M. (2008). Distribución de dos Indicadores bacterianos de calidad de agua en el Golfo de Urabá, Caribe Colombiano. Gestión y Ambiente, Diciembre-Sin mes, 87-95.

González, M. I. (2003). *Calidad microbiológica de aguas costeras en climas tropicales*. En: Cuba: Medio Ambiente y Desarrollo; Revista electrónica de la Agencia de Medio Ambiente, 3 (4).

González, R.A., Conn, K.E., Crosswell, J.R., & Nobel, R.T. (2012). Application of empirical predictive modelling using conventional and alternative fecal indicator bacteria in eastern North Carolina waters. Water Res. 46 (18), 5871e5882.

He, L.M.L., & He, Z.L. (2008). Water quality prediction of marine recreational beaches receiving watershed baseflow and stormwater runoff in southern California, USA. Water Res. 42 (10), 2563e2573.

Ibargoyen, J.; García Alonso, J. & Díaz, M. (2018). Evaluación en campo y experimental de indicadores microbiológicos de contaminación fecal en playas. Trabajo Final de la Licenciatura en Gestión Ambiental - Centro Universitario Regional Este (CURE) - UdelaR.

INE (Instituto Nacional de Estadística). (2011). Resultados del Censo de Población 2011: población, crecimiento y estructura por sexo y edad. Disponible en: <a href="http://www.ine.gub.uy/">http://www.ine.gub.uy/</a>

IIBCE: Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable. (2016). Programa Huertas en Centros Educativos – Facultad de Agronomía (PHCE), Municipio D, Montevideo. Entre Bichitos Microorganismos Eficientes Nativos. 6° Año A y 6° Año B Escuela República Popular China. Casavalle, Montevideo-Uruguay.

Jones, R. M., Liu, L., & Dorevitch, S. (2013). Hydrometeorological variables predict fecal indicator bacteria densities in freshwater: data-driven methods for variable selection. *Environmental monitoring and assessment*, 185(3), 2355-2366

Kay, D., & McDonald, A. (1983). Predicting coliform concentrations in upland impoundments – design and calibration of a multivariate model. Applied and Environmental Microbiology 46, 611–618.

Kay, D., Fleisher, J.M., Salmon, R.L., Wyer, M.D., Godfree, A.F., Zelenauch-Jacquotte, Z., & Shore, R. (1994). Predicting likelihood of gastroenteritis from sea bathing; results from randomized exposure. *Lancet*, 344(8927): 905–909.

Kruk, C., Dobroyan, M., González, L. Segura, A.M., Balado, I., Trabal, N., de León, F., Martínez, G., Rodríguez, A., Piccini, C., Chalar, G., & Verrastro, N. (2018). Calidad de agua y salud ecosistémica en playas recreativas de La Paloma, Rocha. Universidad de la República, Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable - MEC, Intendencia Municipal de Rocha. *Revista Trama*. Pág. 62 – 71.

Lacher, T., & Goldstein, M. (1997). *Tropical ecotoxicology: Status and needs.* En: Environmental Toxicology and Chemistry,16 (1), 100-111.

Lamendella, R., Santo Domingo, J.W., Kelty, C., & Oerther, D.B. (2008). Bifidobacteria in feces and environmental waters. Appl and Environ Microbiol. 74:575–584.

Larrea, J., Rojas, M., Heydrich, M., Romeu, B., Rojas, N., & Lugo, D. (2009). Evaluación de la calidad microbiológica de las aguas del Complejo Turístico Las Terrazas, Pinar del Río (Cuba). Hig Sanid Ambient. 9:492-504

McLellan, S. L., & Salmore, A. K. (2003). Evidence for localized bacterial loading as the cause of chronic beach closings in a freshwater marina. *Water Research*, *37*(11), 2700-2708.

McPhail, C.D., & Stidson, R.T. (2009). Bathing water signage and predictive water quality models in Scotland. Aquat. Ecosyst. Health & Manag. 12 (2), 183e186.

MVOTMA (Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente). (2018). Red de Monitoreo Costero. Monitoreo de playas Quinquenio 2014-2018 y Temporada estival 2017 – 2018.

Mushi, D., Byamukama, D., Kivaisi, A.K., Mach, R.L., & Farnleitner, A.H. (2010). Sorbitol-fermenting Bifidobacteria are indicators of very recent human faecal pollution in streams and groundwater habitats in urban tropical lowlands. J Water Health. 8(3):466–478.

Nevers, M. B., & Whitman, R. L. (2005). Nowcast modeling of *Escherichia coli* concentrations at multiple urban beaches of southern Lake Michigan. *Water Research* 39, 5250–5260.

Nevers, M. B., & Whitman, R. L. (2011). Efficacy of monitoring and empirical predictive modeling at improving public health protection at Chicago beaches. *Water Research* 45, 1659–1668.

OMS: Organización Mundial de la Salud. (2003). *Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1: coastal and fresh waters*. World Health Organization.

Paerl, H., & Otten, T. (2013). *Harmful Cyanobacterial Blooms: Causes, Consequences, and Controls*. Microb Ecol; 65(4), 995-1010.

Parkhurst, D. F., Brenner, K. P., Dufour, A. P., & Wymer, L. J. (2005). Indicator bacteria at five swimming beaches—analysis using random forests. *Water research*, *39*(7), 1354-1360.

Pike, E. B., Balarajan, R., Jones, F., Kay, D., Stanvell-Smith, R., & Wyer, M. (1990). *Health effects of sea bathing (ET 9511) Phase I - Pilot studies at Langland Bay 1989.* Department of the Environment and the National Rivers Authority, US.

Porte, L., Hervé, B., Prat, S., & Chanqueo, L. (2007). Enterococcus sp. Parte I. Rev Chil Infect. 24(3):231

Prüss, A. (1998) A review of epidemiological studies from exposure to recreational water. *International Journal of Epidemiology*, 27: 1–9.

R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/

Sanborn, M., & Takaro, T. (2013). Recreational water-related illness: Office management and prevention. *Canadian Family Physician*, *59*(5), 491-495.

Searcy, R.T., Taggart, M., Gold, M. And Boehm, A.M. (2018). Implementation of an automated beach water quality nowcast system at ten California oceanic beaches. Journal of Environmental Management, 223, 633–643.

Segar, D. (2012). Introduction to Ocean Science. 3rd ed. Segar, 565 pp.

Shively, D. A., Nevers, M. B., Breitenbach, C., Phanikumar, M. S., Przybyla-Kelly, K., Spoljaric, A. M., & Whitman, R. L. (2016). Prototypic automated continuous recreational water quality monitoring of nine Chicago beaches. *Journal of environmental management*, *166*, 285-293.

Soumastre, M. & Piccini, C. (2013). Estudio de la contaminación microbiológica de las cachimbas del Cabo Polonio: efecto del tiempo de residencia del agua. Tesis de Grado

de la Licenciatura en Bioquímica. Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay.

Soumastre, M., Piccini, C., & Rodríguez-Gallego, L. (2016). Evaluación de la presencia de microorganismos indicadores de contaminación en agua subterránea del Parque Nacional Cabo Polonio. Tesis de Maestría, PEDECIBA Área Biología – Sub-área Microbiología. Universidad de la República, Uruguay.

Stidson, R.T., Gray, C.A., & McPhail, C.D. (2011). Development and use of modelling techniques for real-time bathing water quality predictions. Water Environ. J. 26 (1), 7-18.

Tibshirani, R. (1996). "Regression Shrinkage and Selection via the lasso". Journal of the Royal Statistical Society. Series B (methodological) 58 (1). Wiley: 267–88. <a href="http://www.jstor.org/sta-ble/2346178">http://www.jstor.org/sta-ble/2346178</a>.

Thoe, W., & Lee, J.H.W. (2013). Daily forecasting of Hong Kong beach water quality by multiple linear regression (MLR) models.

Thoe, W., Wong, S.H.C., Choi, K.W., & Lee, J.H.W. (2012). Daily prediction of marine beach water quality in Hong Kong. J. Hydro-Environ. Res. 6 (3), 164e180.

Thoe, W., Gold, M., Griesbach, A., Grimmer, M., Taggart, M. L., & Boehm, A. B. (2014). Predicting water quality at Santa Monica Beach: evaluation of five different models for public notification of unsafe swimming conditions. Water research, 67, 105-117.

Towne, M. (1998). Open Space Conservation in Urban Environments: Lessons from Thousand Oaks, California. En Urban Ecosystems 2.

Trabal, N., Hornos, N., Medina, R., Silva, C., Olivera, P., Rodríguez, D., Moguella, K., Rodríguez, R., Segura, A. M., Gabrielzyk, I., Dobroyan, M., Verrastro, N. & Kruk, C. (2019). Salud de niños y contaminación fecal en playas de la Paloma. Facultad de Enfermería (Fenf), Centro Universitario Regional del Este (CURE), UdelaR, Uruguay. Il Congreso de Agua Ambiente y Energia de la Asociación de Universidades Grupo Montevideo (AUGM).

Trimble M., Ríos M., Passadore C., Szephegyi M., Nin M., Garcia Olaso F., Fagúndez C., & Laporta P. (2010). Ecosistemas costeros uruguayos: una guía para su conocimiento. Averaves, Cetáceos Uruguay, Karumbé. Editorial Imprenta Monteverde, Montevideo-Uruguay.

US EPA: United States Environmental Protection Agency. (1986). *Ambient Water Quality Criteria for Bacteria*. Office of Water Regulations, Standards Criteria, and Standards Division Washington, DC 20460.

US EPA: United States Environmental Protection Agency. (1999). EPA action plan for beaches and recreational waters - Reducing exposures to waterborne pathogens: Washington, D.C., EPA/600/R–98/079, 19 p.

US EPA (Environmental Protection Agency of United States). (2010). Predictive Tools for Beach Notification. Volume I: Review and Technical Protocol. Office of Water. Office of Science and

Technology. EPA-823-R-10-003.

US EPA: United States Environmental Protection Agency. (2012). Translation of 1986 Criteria Risk to Equivalent Risk Levels for Use with New Health Data Developed Using Rapid Methods for Measuring Water Quality.

Vergaray, G., Méndez, C.R., Morante, H.Y., Heredia, V.I., & Béjar, V.R. (2007). Enterococcus y Escherichia coli como indicadores de contaminación fecal en playas costeras de Lima. Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica. 10(20):6-82

Villanueva-Fragoso, S., Ponce-Vélez, G., García, C., & Presa, J. (2010). Vulnerabilidad de la zona costera. Ecosistemas costeros. *Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático, Centro EPOMEX, Campeche*, 37-72.

Vymazal, H., Brix, P.F., Cooper, M.B., & Green Haberl, R. (Eds.) (1998). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe.-Backhuys Publishers, Leiden, 366 pages. ISBN 90-73348-72-2. 1998. *International Review of Hydrobiology*, 83(5-6), 500-500.

Wiedenmann, A., Krüger, P., Dietz, K., López-Pila, J.M., Szewzyk, R., Botzenhart, K. (2006). *A Randomized Controlled Trial Assessing Infectious Disease Risks from Bathing in Fresh Recreational Waters in Relation to the Concentration of Escherichia coli, Intestinal Enterococci, Clostridium perfringens, and Somatic Coliphages.* En: Environmental Health Perspectives 114 (2), 228-236.

Wiedenmann, A. (2007). A plausible model to explain concentration – response relationships in randomized controlled trials assessing infectious disease risks from exposure to recreational waters. Statistical Framework for Recreational Water Quality Criteria and Monitoring, John Wiley & Sons, Ltd, 153-177.

Winblad, U., Ersey, S., Gough, J., Rapaport, D., Sawyer, R., Simpson-Hébert, M., & Vargas, J. (1998). Saneamiento ecológico. In *Saneamiento ecológico*. Fundación Friedrich Ebert.

Wright, R. C. (1989). The survival patterns of selected fecal bacteria in tropical fresh waters. *Epidemiol. Infect.* 103, 603–611.

#### **Normas y Directivas**

Decreto N° 253/79 y modificaciones N° 232/88, 698/89 y 195/91. Normas para Prevenir la Contaminación Ambiental mediante el Control de las Aguas. Uruguay.

Decreto Nº 315/994 Reglamento Bromatológico Nacional. Uruguay.

Decreto Nº 1594/1984 Usos del agua y Residuos Líquidos. Ministerio del Medio Ambiente. Colombia.

Ley Nº 14.859 Código de Aguas. Uruguay.

Ley Nº 16.466 Evaluación de Impacto Ambiental. Uruguay.

Ley Nº 17.283 Protección General del Medio Ambiente. Uruguay.

Ley Nº 18.308 Ordenamiento Territorial. Uruguay.

MVOTMA: Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. (2017). Plan Nacional de Aguas. Decreto del Poder Ejecutivo 205/017.

Norma Cubana: N.C.22: 99. Lugares de Baño en Costas y en Masa de Aguas Interiores. Requisitos Higiénico-Sanitarios. Cuba.

Resolución Ministerial Nº 125/2016. Directrices sanitarias para uso seguro de aguas recreativas. Módulo II: Directrices sanitarias para enteropatógenos y microorganismos oportunistas en agua ambiente. Argentina.

Resolución Ministerial Nº 99/2005. Uruguay.

Decreto Nº 12/2003. Ordenanza Costera de Rocha. Uruguay.

#### Páginas web

Auckland Council web. https://www.safeswim.org.nz/ Acceso: diciembre, 2018.

Canada web. <a href="http://www.vch.ca/">http://www.vch.ca/</a> Acceso: noviembre, 2019

DINAMA web (Dirección Nacional de Medio Ambiente). <a href="https://www.dinama.gub.uy/indicadores\_ambientales/ficha/oan-aptitud-para-banos-recreativos/">https://www.dinama.gub.uy/indicadores\_ambientales/ficha/oan-aptitud-para-banos-recreativos/</a> Acceso: enero, 2019.

DINAMA web. Sistema de Información Ambiental de (SIA): Visualizador online <a href="https://www.dinama.gub.uy/oan/?page\_id=70">https://www.dinama.gub.uy/oan/?page\_id=70</a> Acceso: marzo, 2019.

IM web (Intendencia de Montevideo), <a href="http://www.montevideo.gub.uy/institucional/noticias/playas-no-deben-ser-usadas-para-banos-despues-de-lluvias">http://www.montevideo.gub.uy/institucional/noticias/playas-no-deben-ser-usadas-para-banos-despues-de-lluvias</a> Acceso: agosto, 2018.

Meteomanz web. <a href="http://www.meteomanz.com/">http://www.meteomanz.com/</a> Acceso: octubre, 2017.

Nueva Gales del Sur web. https://www.environment.nsw.gov.au/ Acceso: noviembre, 2019

USGS web (United States Geological Survey). <a href="https://ny.water.usgs.gov/maps/nowcast/">https://ny.water.usgs.gov/maps/nowcast/</a> Acceso: diciembre, 2018.