



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL

EVALUACIÓN DEL EFECTO DE LAS CONTRIBUCIONES DE PLANTAS DE
TRATAMIENTO EN LAS CONCENTRACIONES DE PCBS DEL RÍO MAPOCHO,
CHILE.

TESIS PARA OPTAR AL GRADO DE
MAGÍSTER EN CIENCIAS DE LA INGENIERÍA, MENCIÓN RECURSOS Y MEDIO
AMBIENTE HÍDRICO

ROBERTO CARLOS JACO CHINCHILLA

PROFESORA GUÍA:
ANA LUCÍA PRIETO SANTA

MIEMBROS DE LA COMISIÓN:
PABLO ANDRÉS MENDOZA ZÚÑIGA
YARKO NIÑO CAMPOS

SANTIAGO DE CHILE
2020

RESUMEN DE LA MEMORIA PARA OPTAR AL
TÍTULO DE MAGÍSTER EN CIENCIAS DE LA INGENIERÍA
MENCION RECURSOS Y MEDIO AMBIENTE HÍDRICOS
POR: ROBERTO CARLOS JACO CHINCHILLA
FECHA: 12/10/2020
PROF. GUÍA: ANA LUCÍA PRIETO SANTA

EVALUACIÓN DEL EFECTO DE LAS CONTRIBUCIONES DE PLANTAS DE TRATAMIENTO EN LAS CONCENTRACIONES DE PCBs DEL RÍO MAPOCHO, CHILE.

Los PCBs por sus siglas en inglés (polychlorinated biphenyls), son contaminantes orgánicos persistentes utilizados en todo el mundo desde el siglo XX. Los cuales fueron fabricados industrialmente en los años 30', hasta los años 70' y 80' cuando comenzaron a ser prohibidos en el mundo, debido a su alta toxicidad. Aunque su uso ha sido muy restringido, se pueden encontrar en la columna de agua, suelos y sedimentos contaminados, y llegar hasta las plantas de tratamiento, encontrándose que este tipo de agua es capaz de transportar PCBs y posteriormente ser depositados en los ríos, provocando a lo largo de los años graves impactos de contaminación. El presente estudio tiene como principal objetivo evaluar el efecto de las contribuciones de la planta de tratamiento La Farfana en las concentraciones de PCBs en el río Mapocho, bajo el contexto de cambio climático. El río Mapocho es el principal efluente de la ciudad de Santiago, aportando agua para distintos usos, principalmente el riego. Un valor aproximado de 130 hectáreas para el riego agrícola, son aprovechadas de este importante efluente, por lo cual es de mucha importancia caracterizar la presencia de este contaminante.

Para lograr el objetivo, se implementó el modelo de calidad de aguas WASP acoplado al modelo HECRAS. Mediante el modelo de calidad de aguas se estudiaron las componentes de distribución y movilidad de los PCBs en la columna de agua y para la hidráulica, mediante el modelo HEC-RAS. En el caso de la evaluación de la componente de cambio climático, se utilizó el método no paramétrico K -NN, como una herramienta mejorada para obtener series sintéticas de caudal proyectadas hasta el año 2059. Este modelo acoplado fue simulado con concentraciones de plantas de tratamiento del mundo para el congénere PCB180. Además, la simulación incluye tres escenarios: el escenario uno correspondiente a enero-2015 hasta mayo 2017, escenario dos o histórico (1985-2016) y escenario tres o futuro (2016-2059).

Como principal resultado, se obtuvo un modelo que representa los principales procesos de distribución y movilidad de los PCBs en la columna de agua. Encontrándose que, mediante las simulaciones del modelo, el aporte de la planta de tratamiento La Farfana en la concentración media mensual para el escenario uno fue de 93,4 [ng/l], 73,2 para el periodo histórico y 85,6 [ng/l] para el periodo futuro, lo que significa un aumento del 14% en las concentraciones medias mensuales proyectadas a futuro. En cuanto al tiempo de residencia, se encuentra que en los tres periodos simulados la sección aguas abajo (sección #10) presenta el mayor tiempo de residencia, con un valor medio de 117,5 [s] para el escenario uno, 98,1 [s] en el escenario histórico y 103,8 [s] para el escenario futuro. Los tiempos de residencia obtenidos mediante las simulaciones, no solo expresan el potencial de los PCBs para establecer altas concentraciones, sino que también indican el tiempo que se requeriría para la eliminación sustancial de estos en los ecosistemas acuáticos.

a Dios por ser la luz en mi camino.

Agradecimientos

Quiero agradecer especialmente a mis papás Zonia y Roberto, a los que desde el inicio han estado apoyando mis estudios y mis decisiones, por darme el espacio de desarrollarme en una carrera ajena a nuestras costumbres y sin embargo, han estado allí siempre. La vida entera estaré agradecido ya que todo lo que soy lo debo a ustedes. A mis hermanas del alma Dali, Roxy, Marie y Kari, que siempre están dándome “porras” y haciéndome sentir que soy el mejor aún sin serlo, este logro también es de ustedes.

A la profesora Ana Lucía porque ha sido parte de mi evolución como estudiante, le debo la entereza de conseguir mis objetivos y por corregir los errores de los cuales he aprendido mucho. Al profe Pablo y profe Yarko, infinitas gracias por sus enseñanzas. Un sincero agradecimiento a Tania Fernandez por su apoyo con los códigos del método KNN, sin su colaboración no fuera esto posible

A mis amigos de toda la vida Nelsy siempre está llenándome de esa energía positiva y dispuesta a escucharme, gracias amigos Esdras, Sebastián, Astrid, Olver, Roslyn, Majo, Marcio, Bayron, James, Johner por las enseñanzas, risas y anécdotas compartidas.

A mis nuevos amigos al Diego sos una de las personas más leales y transparentes que he conocido, desde el primer ramo me apoyaste y me corregiste aún sin conocerme y lo seguiste siendo hasta hoy, puedo considerarte el hermano que nunca tuve. A Gaby y Mariale por darme la palmada en la espalda cuando ya no podía más, Lucho, Pedro Pablo, Gabo, Abraham, gracias por hacer mi estadía en Chile la mejor. Por último y no menos importante a dos seres humanos tan distintos e iguales entre sí al Alejo y el Pol, son lo mejores rommies que he podido tener, la pandemia lejos de ser una desventaja nos ha unido más que nunca, gracias por el apoyo y los buenos momentos. Al Edu Muñoz por ser el mejor compañero de oficina y por estar presente en el proceso.

Mi especial agradecimiento al programa de Becas Honduras 20/20 por financiar parcialmente mis estudios y por el apoyo brindado en estos dos años de mi magíster.

Tabla de Contenido

1. Introducción	1
1.1. Características de los PCBs	2
1.1.1. Definición y formación	2
1.1.2. Persistencia	3
1.1.3. Generalidades del contaminante	3
1.2. PCBs en centros urbanos	4
1.2.1. Destino ambiental	4
1.2.2. Herramientas de distribución en ríos	4
1.2.3. Efecto de la deposición de precipitación	7
1.2.4. El papel de las plantas de tratamiento	7
1.2.5. PCBs y el cambio climático	9
1.2.6. Normativa de PCBs en Chile	9
1.3. Objetivos	11
1.3.1. Objetivo general:	11
1.3.2. Objetivos específicos:	11
2. Metodología	12
2.1. Modelo de calidad de aguas	13
2.2. Modelo HEC-RAS	13
2.3. Modelo WASP	14
2.3.1. Generalidades del modelo	14
2.3.2. Ecuaciones desarrolladas por el Modelo WASP	15
2.3.3. Variables de estado y flujos del modelo	17
2.3.4. Método no paramétrico KNN: para la proyección de series sintéticas de caudal	17
3. Caracterización de la zona de estudio	20
3.1. Descripción general de la cuenca	20
3.2. Hidráulica en la zona de estudio	21
3.3. Datos hidrometeorológicos	23
3.3.1. Red de monitoreo	23
3.3.2. Caudales	24
3.3.3. Datos meteorológicos	24
3.3.4. Datos hidrometeorológicos para el método KNN	25
3.3.5. Escenarios de simulación	25

4. Desarrollo del modelo conceptual	26
4.1. Limitaciones del modelo	27
4.2. Preparación del modelo	28
4.2.1. Variables de estado y supuestos del modelo	28
4.2.2. Caudales	29
4.2.3. Datos meteorológicos	29
4.2.4. Curvas de descarga	29
4.2.5. Constantes del modelo WASP	31
4.2.6. Condición de borde	31
4.2.7. Condición inicial	32
5. Resultados	33
5.1. Coeficiente de dispersión efectivo	33
5.2. Simulación de la condición de borde para valores de PCBs.	34
5.3. Simulación de valores de PCBs	35
5.4. Simulación de valores de PCBs para el periodo histórico	38
5.5. Factor de escala	41
5.6. Legislación internacional sobre emisión de PCBs	42
6. Escenarios de cambio climático	43
6.1. Proyección del caudal de la planta de tratamiento	43
6.2. Resultados	43
6.2.1. Simulaciones de series sintéticas de caudal	43
6.2.2. Simulación de valores de PCBs en la columna de agua	45
6.3. Comparación entre periodos de simulación	47
6.4. Legislación internacional sobre emisión de PCBs	48
7. Conclusiones y recomendaciones	49
7.1. Conclusiones	49
7.2. Recomendaciones	51
Bibliografía	52
Anexos	56
Anexo A	57
A.1. Ecuaciones del Modelo WASP	57
Anexo B	61
B.1. Segmentos	61
Anexo C	62
C.1. Datos meteorológicos	62
Anexo D	64
D.1. Condición inicial	64
D.2. Extensión de resultados	65
Anexo E	66

E.1. Simulaciones cambio climático	66
--	----

Índice de Tablas

1.1.	Principales ventajas y desventajas de los modelos de calidad del agua.	6
1.2.	Concentración de PCBs en efluente de plantas de tratamiento del mundo. . .	8
1.3.	Cantidad de PCBs en litros por región en Chile. Plan Nacional de Implementación para la Gestión de los Contaminantes Orgánicos Persistentes en Chile.	10
1.4.	Límite para los PCBs según Guía para el establecimiento de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental para aguas continentales superficiales. . . .	11
1.5.	Límite para los PCBs según Guía para el establecimiento de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental para aguas continentales marinas.	11
2.1.	Principales variables de estado y flujos del modelo WASP	17
3.1.	Principales atributos de la cuenca.	21
3.2.	Calicatas realizadas por el INH 2016.	22
3.3.	Datos geométricos correspondientes a las secciones transversales.	23
3.4.	Coordenadas de las estaciones utilizadas.	23
4.1.	Variables de estado a modelar	28
4.2.	Constantes usadas para la modelación mediante WASP.	31
4.3.	Condición de borde para las principales variables del modelo.	31
5.1.	Valores usados para el cálculo del coeficiente de dispersión efectivo	33
5.2.	Resultados del coeficiente de dispersión efectivo para las diferentes secciones transversales.	33
5.3.	Estadígrafos de las muestras: inicial y simulada	34
5.4.	Resultados del test de bondad de ajuste para la muestra simulada	34
5.5.	Probabilidad acumulada de la concentración de PCBs en la sección #10. . .	38
5.6.	Estadígrafos de la simulación de PCBs medios diarios para el periodo histórico	39
5.7.	Probabilidad acumulada de la concentración de PCBs en la sección #10. . .	40
5.8.	Estadígrafos para el tiempo de residencia de los PCBs en el periodo histórico.	41
5.9.	Factor de escala de los parámetros utilizados en la simulación de concentraciones de PCBs.	41
5.10.	Legislación internacional sobre emisión de PCBs en descargas de agua tratada.	42
6.1.	Proyección de la población saneada y caudal proyectado de la planta de Tratamiento La Farfana.	43
6.2.	Comparación de los principales estadígrafos de la serie histórica y la series sintéticas de caudal medio mensual.	45

6.3. Estadígrafos de la simulación de PCBs medios mensuales para el periodo futuro.	46
6.4. Comparación de estadígrafos medios mensuales simulados para los periodos presente y futuro.	47
B.1. Curvas de descarga	61
C.1. Ejemplo de serie de entrada para el modelo WASP	62
C.2. Parámetros del modelo WASP para la columna de agua	63
D.1. Percentiles de valores de PCBs simulados	64
D.2. Resultados del Test χ^2	64
D.3. Resultados del Test χ^2	65

Índice de Ilustraciones

1.1. Estructura molecular de los PCBs y esquema de las posibles orientaciones de los átomos de cloro [PNUMA, 2004]	2
3.1. Delimitación de área de estudio según sistema radar SRTM.	20
3.2. Esquema conceptual de los perfiles y la descarga de la planta de tratamiento adaptado de [Ambrose et al., 2017].	22
3.3. Serie de caudal medio mensual (DGA), para la estación Rinconada de Maipú en el periodo abril/1980 a marzo/2017.	24
3.4. Serie de temperatura media mensual (DGA), para la estación Rinconada de Maipú para el periodo abril/1980 a marzo/2017.	24
4.1. Modelo conceptual del destino y transporte de PCBs.	26
4.2. Modelo conceptual de la transformación química de PCBs, adaptado de [Trenton, 1998].	27
4.3. Ejemplo de curva de descarga para el perfil aguas arriba.	30
4.4. Esquema conceptual en planta del modelo HEC-RAS.	30
5.1. Distribución horaria de PCBs la columna de agua, correspondiente a la sección #10, para el periodo 01/01/2015 al 21/05/2017.	35
5.2. Distribución longitudinal del tiempo de residencia de PCBs en la columna de agua, para el periodo 01/01/2015 al 21/05/2017.	36
5.3. Diagrama de caja del tiempo de residencia de PCBs entre secciones, para el periodo 01/01/2015 al 21/05/2017.	37
5.4. Diagrama de dispersión entre los PCBs y el caudal medio diario, correspondiente a la sección #10, para el periodo 01/01/1985 al 10/05/2016.	38
5.5. Diagrama de caja de la variación mensual de PCBs, correspondiente a la sección #10, para el periodo histórico 01/01/1985 al 10/05/2016.	39
5.6. Diagrama de caja de la variación mensual de caudal, correspondiente a la sección #10, para el periodo histórico 01/01/1985 al 10/05/2016.	40
6.1. Serie sintética de caudales medios mensuales obtenida del método no paramétrico K -NN, para el periodo 01/04/2016 al 01/03/2059.	44
6.2. Diagrama de caja de la variación mensual de caudal, para el periodo futuro 01/04/2016 al 01/03/2059.	44
6.3. Diagrama de caja de la variación mensual de PCBs simulados correspondiente a la sección #10, para el período 01/04/2016 hasta 01/03/2059.	45

6.4. Distribución longitudinal del tiempo de residencia de PCBs en la columna de agua, correspondiente al periodo 2016 al 2059, como escenario de cambio climático.	47
D.1. Distribución longitudinal de PCBs en la columna de agua, para el escenario uno.	65
E.1. 500 series sintéticas de caudales medios mensuales obtenida del método no paramétrico K -NN, para el periodo 2017-2059	66

Capítulo 1

Introducción

Los PCBs son un grupo de compuestos químicos orgánicos de elevada toxicidad que pueden causar un sinnúmero de efectos adversos para la población, como problemas de reproducción y desarrollo, afectar el sistema inmunológico, interferir con hormonas y, de ese modo, causar cáncer [Organización Mundial de la Salud, 2016]. Es debido a estas particularidades que el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente [PNUMA, 2004] los clasifica dentro de sus 12 COPs (Compuestos Orgánicos Persistentes) en el Convenio de Estocolmo firmado el año 2001, y los declara como uno de los contaminantes más peligrosos para la salud humana [Stockholm Convention, 2001].

Este tipo de contaminantes entra al ambiente en forma de mezclas que contienen una variedad de componentes individuales de bifenilos policlorados. Son líquidos aceitosos o sólidos incoloros a amarillo claro. Algunos son volátiles y pueden existir en forma de vapor en el aire. Estos pueden provenir de volatilización, derrames, drenajes, aditivos de pinturas etc. Las mayores concentraciones se registran en algunos suelos, sedimentos y alimentos, especialmente los productos lácteos, carnes, pescados y mariscos. Sus concentraciones son más bajas en las plantas, el agua y el aire [Organización Mundial de la Salud, 2016].

Diversos estudios han demostrado un aumento indiscriminado de emisiones de PCBs en los últimos años. Las técnicas utilizadas en el reciclaje de desechos, como la fusión y la quema a cielo abierto para recuperar metales, hacen que los PCBs contenidos en los desechos y otras sustancias orgánicas semivolátiles sean propensos a la volatilización, lo que ha provocado un aumento de los niveles de PCB en el aire, ríos, en el cuerpo humano y en la biota marina [Gioia et al., 2014].

Actualmente en Chile, los contaminantes orgánicos persistentes como los PCBs en aguas tratadas, se han estudiado de forma limitada. La normativa chilena hace mención de dicho contaminante en el decreto DS-143 de Calidad de Aguas Continentales del Congreso Nacional de Chile, la cual establece un valor límite por contacto directo. Sin embargo, no cuenta con valores establecidos para PCBs para normas como la DS-90 de emisión de aguas marinas y continentales, NCh-1333 agua para riego y la norma NCh-409 de agua potable, lo cual afectan directamente a la población y al medio ambiente, dado el río Mapocho es uno de los ríos que aportan al riego para la agricultura [Biblioteca del Congreso Nacional de Chile, 2014].

1.1. Características de los PCBs

1.1.1. Definición y formación

Desde el punto de vista químico, los PCBs son una familia de hidrocarburos aromáticos clorados sintéticos de la forma $C_{12}H_{10-R}Cl_R$ y comprenden una clase de 209 compuestos individuales, isómeros y congéneres. En la Figura 1.1, R corresponde a los átomos de cloro unidos al bifenilo, pudiendo contener desde uno (01) hasta diez (10) átomos de cloro. Son productos que no se encuentran naturalmente en el medio ambiente y fueron sintetizados por primera vez en la mitad del siglo XIX a escala de laboratorio. Luego en el siglo XX fueron fabricados industrialmente desde los años 30' hasta los años 70' y 80', cuando comenzaron a ser prohibidos en el mundo [PNUMA, 2004].



Figura 1.1: Estructura molecular de los PCBs y esquema de las posibles orientaciones de los átomos de cloro [PNUMA, 2004]

Los PCBs se caracterizan principalmente por su alta solubilidad en los lípidos lo que hace que se adhieran y absorben con mucha facilidad en los tejidos grasos, provocando la contaminación de los principales animales que son de consumo humano (e.g. vacunos); también una alta solubilidad en aceites y solventes orgánicos. Su estado es líquido a temperatura ambiente, su presión de vapor es baja (semivolátiles) formando vapores más pesados que el aire, pero no forma mezclas explosivas con éste. Tienen alta estabilidad térmica (resistencia al fuego) con temperatura de inflamabilidad elevada [PNUMA, 2004].

Por otra parte, respecto a la dinámica ambiental, cabe destacar que los congéneres más altamente clorados se adsorben fuertemente al suelo y los sedimentos, y generalmente son más persistentes en el ambiente [IPCS, 2003]. La adsorción de PCBs generalmente aumenta con la extensión de la cloración de los congéneres y con los contenidos orgánicos de carbono y arcilla del suelo o sedimento. La volatilización y la biodegradación son dos procesos muy lentos, y que además son las principales vías de eliminación en el agua y en el suelo [IPCS, 2003].

El K_{OW} , denominado coeficiente de partición octanol-agua, es la razón entre las concentraciones de dos disolventes inmiscibles en equilibrio, este coeficiente entonces, mide la solubilidad diferencial de un soluto en esos dos disolventes. Este varía desde $\log K_{OW} = 4,46 - 8,18$, para lo cual el Convenio de Estocolmo establece que una sustancia es bioacumulable si el $\log K_{OW}$ es superior a 5,0. En general, los PCBs con valores altos de solubilidad (mayores a 4,83 mg/l a 25 °C) en agua son dispersados a través de los componentes no lipídicos del medio ambiente, tendiendo a ser móviles en suelo, sedimento y agua subterránea. De la misma forma el K_{OC} se define como el coeficiente de distribución de carbono orgánico, que mide la tendencia de ser absorbidos en el carbono orgánico del suelo o sedimento oscilando un valor de $\log K_{OW} = 3,89$ [IPCS, 2003].

Según el Programa Internacional de Seguridad Química (IPCS) , uno de los congéneres más tóxicos, prevalentes en el medio ambiente y en las plantas de tratamiento es el PCB 180, destacando además un alto punto de ebullición (240-280 ° C). Este tipo de congénere es muy común en diversas aplicaciones, ya que debido a sus características los han hecho muy utilizables en diversas aplicaciones [PNUMA, 2004], varias de las cuales se encuentran aún en uso, incluyendo: fluidos dieléctricos en equipos eléctricos (e.g. transformadores y condensadores) además, aditivos de pinturas, plaguicidas etc.,.

1.1.2. Persistencia

Una característica general de los PCBs es que pueden mantenerse inalterados en el medio ambiente por largos períodos de tiempo, los cuales se propagan en el ambiente como resultado de los procesos naturales del agua, aire y suelo. Para el caso de los PCBs, este tiempo varía desde los 2 hasta los 10 años, dependiendo del PCB y del medio en el cual se encuentra. Los menores tiempos de vida media se encuentran en el aire, mientras que los mayores valores se encuentran en el suelo [PNUMA, 2004]. Para cuantificar dicha persistencia, se utiliza el concepto de vida media, el cual consiste en el tiempo que transcurre para que la mitad de la concentración de sustancia contaminante sea degradada en el medio ambiente [PNUMA, 2004].

Este tipo de contaminantes pueden llegar a largas distancias mediante transporte y deposición [Pozo et. al 2006]. El destino ambiental de los productos químicos describe los procesos mediante los cuales estos se mueven y se transforman en el medio ambiente, como la persistencia en el aire, el agua y el suelo, reactividad y degradación, migración en aguas subterráneas, eliminación de los efluentes mediante métodos estándar de tratamiento de aguas residuales y bioacumulación en organismos acuáticos o terrestres. Así, el Convenio de Estocolmo considera que un compuesto puede ser llamado COP si su vida media en agua es superior a 2 meses y 6 meses en suelo y sedimentos [Stockholm Convention, 2001].

1.1.3. Generalidades del contaminante

Efectos en la salud

Los PCBs se encuentran ampliamente en el medio ambiente de todo el mundo, son persistentes y se acumulan en la cadena alimenticia. La exposición humana a estas sustancias debe fundamentalmente al consumo de alimentos contaminados, pero también a la inhalación y absorción cutánea en los lugares de trabajo. Este contaminante se adhiere al tejido adiposo de los seres humanos y también de los animales, causando efectos tóxicos, particularmente en el caso de exposiciones repetidas. Más del 90% de la exposición humana se produce por medio de los alimentos, en particular los productos cárnicos y lácteos, pescados y mariscos [Organización Mundial de la Salud, 2016] .

La exposición humana prolongada se ha relacionado con alteraciones inmunológicas, del sistema nervioso en desarrollo, del sistema endocrino y de la función reproductora. También la patología se manifiesta principalmente en la piel y el hígado, aunque también su blanco puede ser el tracto gastrointestinal, el sistema inmunitario y el sistema nervioso. Se ha determinado que la ingesta diaria de PCBs, en la mayoría de los países industrializados, alcanza

1,0 mg por persona, nivel con el cual no se han observado efectos adversos en las personas. Se espera que existan síntomas después de una ingesta acumulativa mínima oral de 500 mg [Organización Mundial de la Salud, 2016].

En febrero 2013, 26 expertos de 12 países se reunieron en la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer, Lyon, Francia, para reevaluar la cancerogenicidad de los PCBs [Lauby-Secretan et al., 2013]. El grupo de trabajo llegó a la conclusión de que todos los congéneres pueden inducir la formación de especies reactivas de oxígeno, efectos genotóxicos, supresión inmunológica, respuesta inflamatoria y efectos endocrinos en diversas áreas y por diferentes vías. Sobre la base de pruebas suficientes de cancerogenicidad en humanos y animales, el grupo de trabajo los clasificó como cancerígenos para humanos [Lauby-Secretan et al., 2013].

1.2. PCBs en centros urbanos

1.2.1. Destino ambiental

El destino y el transporte de los PCBs en el medio ambiente está fuertemente influenciado por sus propiedades físico-químicas. Existen mecanismos de transporte de este contaminante como, bioconcentración, la bioacumulación, la biomagnificación y el transfronterizo [PNUMA, 2004], que este último consiste en la deposición seca o transporte por aire y la deposición húmeda o transporte por la lluvia, que es un mecanismo importante por el cual los PCBs se depositan en los ríos. Las propiedades de las mezclas comerciales de PCBs que afectan su destino en el medio ambiente, incluyen la solubilidad en agua, presión de vapor, constante de la Ley de Henry, coeficiente de distribución del carbono orgánico (K_{OC}) y el coeficiente de partición octanol-agua (K_{OW}).

El estudio del destino y movilidad de los PCBs en las diferentes fases es importante para conocer si se encuentran en el agua o en sedimentos, y es mediante los modelos de calidad de agua se pueden evaluar estas dos características importantes. Los modelos numéricos de calidad de agua permiten conocer la concentración de contaminantes, la velocidad, la dirección de propagación y el alcance, los cuales son útiles para prevenir y tomar medidas en caso de situaciones de riesgo para la salud humana, la fauna y el medio ambiente. Estos modelos se pueden aplicar en distintos cuerpos de agua, como lo son ríos, estuarios, lagos, desembocaduras, entre otros. Durante el último siglo el desarrollo de los modelos de calidad de agua ha sido significativo [Bahadur et al., 2013]. El estudio de la evaluación de destino de contaminantes químicos en ríos, ha sido relevante desde la década de los 80 y es importante evaluar la movilidad de este contaminante usando herramientas convenientes como los modelos de destino ambiental.

1.2.2. Herramientas de distribución en ríos

Los PCBs ingresan al agua principalmente desde puntos de descarga de residuos industriales y urbanos en ríos, lagos y en aguas costeras. En agua estática, los PCBs se concentran mayormente en las muestras de microcapa superficial que, en la subsuperficial, debido probablemente al depósito desde el aire más que a la redistribución en el agua. En consideración a su baja solubilidad en agua y a su alta actividad específica, es esperable que muchos de los

PCBs descargados mediante plantas de tratamiento y aguas urbanas, sean absorbidos por el sedimento en el fondo de los ríos o lagos y el transporte será principalmente vía partículas acuáticas [Bahadur et al., 2013].

Existen diferentes herramientas que se utilizan para conocer la distribución de los PCBs en los ríos. Los modelos de calidad de agua que involucran modelos hidrológicos, hidrodinámicos y químicos, son ampliamente usados para dicho fin. Los modelos de calidad de agua son importantes para predecir los cambios en la calidad del agua superficial para la gestión ambiental, así como el manejo, planificación y control de contaminantes. Se utiliza ampliamente una gama de modelos de calidad del agua, pero cada uno tiene sus ventajas y limitaciones para situaciones específicas, las cuales serán explicadas más adelante.

Existen diversas revisiones referentes a modelos de calidad de agua, una de ellos es la elaborada por Badahur et al. (2013), en la cual se describen las características principales de los modelos, para posteriormente seleccionar el(los) modelo(s) que esté(n) de acuerdo a los objetivos que se requieran cumplir [Bahadur et al., 2013]. A continuación se presenta una serie de características clave para seleccionar un modelo de calidad del agua:

- Medio acuático: río, estuario, costa, humedal.
- Grado de análisis: modelos empíricos/analíticos (EM), modelos de diferencias finitas, elementos finitos, volúmenes finitos, modelos avanzados que emplean ecuaciones de derivadas parciales (EDP), las cuales discretizan espacio y tiempo.
- Disponibilidad: Público, dominio restringido.
- Variabilidad temporal: Régimen permanente o impermanente.
- Dimensionalidad: Una dimensión (1D), es decir considera secciones transversales promedio. Dos dimensiones (2D), representa variaciones ya sea en planos x/z , x/y o y/z . Tres dimensiones (3D) esquema que posee variaciones en x,y,z .
- Procesos: Modelo de flujo (HM) es decir considera la hidrología e hidrodinámica, Modelo de transporte (TM), representa el movimiento y transformación de los constituyentes.
- Calidad del agua: Considera variables de origen químico (Q), biológicos (B), radionucleidos (R) y sedimentarios (S).
- Soporte: capacitaciones, manuales

Dado que el medio acuático a analizar corresponde a un río, se seleccionan modelos para dicho fin. Primeramente se preseleccionan seis de acuerdo a los procesos de interés que en este caso que integren la hidrología, hidráulica y la química de contaminantes. Dentro de la gran gama de modelos se encuentran AQUATOX, GREAT-ER, HEC-RAS, HSPF, QWASI, WASP, entre otros. La Tabla 1.1 resume las principales ventajas y desventajas de los modelos preseleccionados, para un grado de análisis de ecuaciones de derivadas parciales. Como preselección, se descartan aquellos modelos de disponibilidad privada.

Tabla 1.1: Principales ventajas y desventajas de los modelos de calidad del agua.

Modelo	Proceso	Ventajas	Desventajas
AQUATOX ¹	TM/Q-B-S	Simula el destino de varios contaminantes, como nutrientes y productos químicos orgánicos, y sus efectos en el ecosistema, incluidos peces, invertebrados y plantas acuáticas	Al ser un modelo unidimensional sólo considera gradiente vertical.
GREAT-ER ²	HM-TM/Q-B	Modela la emisión del transporte en ríos incluyendo las plantas industriales, plantas de tratamiento y combinación de productos químicos.	El programa requiere información geodésica de la zona de estudio que muchas veces no está disponibles gratuitamente en las plataformas digitales.
HEC-RAS ³	HM-TM/Q-B-S	Simula el transporte unidimensional de sedimentos, además para se utiliza el concepto de transporte y destino de contaminantes.	Limitada cantidad de constituyentes de calidad de agua, y los parámetros de contaminantes nuevos sólo permiten la entrada de los factores de decaimiento impidiendo la agregación de un conjunto de estas.
HSPF ⁴	TM/Q-B	El destino y el transporte en canales de flujo se simulan como canales unidimensionales.	Se debe tener datos preempaquetados sino están disponibles, los usuarios deben obtener datos de otras fuentes y subirlos a BASINS.
QWASI ⁵	TM/Q-S	Mediante el concepto de fugacidad proporciona los valores del contaminante en las distinta fases.	El uso de fugacidad como criterio de equilibrio no es adecuado para productos químicos no volátiles, mientras que el criterio de equilibrio de equivalencia es preferible.
WASP ⁴	HM/Q-B-S	El procesador muestra descripciones detalladas de todos los parámetros del modelo y las constantes cinéticas. El programa de simulación utiliza un esquema de aproximación de simulación de bloques.	Tiene que integrar modelos externos para el proceso de ciertas variables y gráficos.

¹ Desarrollador:European Chemical Industry Council

² USGS

³ Hydrologic Engineering Center's

⁴ USEPA

⁵ Canadian Environmental Modeling Centre

TM: Modelo de transporte representa el movimiento y transformación de los constituyentes.

HM:Modelos de flujo, es decir que consideran la hidrología y la hidrodinámica.

Q:Química, B:Biota, S:Sedimentos

1.2.3. Efecto de la deposición de precipitación

La eliminación de PCBs por precipitación es un fenómeno complejo, debido a la interacción con otras componentes del ciclo del agua como lo son la precipitación, la evapotranspiración, condensación, agua en la atmósfera etc. La expulsión de partículas por gotas de lluvia en, y debajo de las nubes, ocurre en la fase de vapor por lluvia [Murphy 1984]. Además, el transporte por aire juega un papel muy importante en la deposición de PCBs por la precipitación, esta se mide por la vida media de las partículas del contaminante. La vida media de estas partículas en el aire dependerá en gran medida del tamaño de las partículas y el grado de precipitación atmosférica. La mayoría se depositará dentro de 2-3 días en sus zonas de origen (generalmente urbanas), las pequeñas cantidades unidas a partículas más finas durará más tiempo en la atmósfera y pueden ser transportadas a regiones más remotas [IPCS, 1993]. Por lo tanto, los PCBs son concentrados en la precipitación en lugar de la atmósfera, lo que resultan elevadas concentraciones de este contaminante (hasta 230,0 ng/l) [IPCS, 1993].

Los PCBs de la atmósfera se eliminan físicamente mediante deposición húmeda y seca [Eisenreich et al., 1981; Leister y Baker, 1994]. La deposición seca de PCBs se produce por sedimentación gravitacional de partículas y por impacto de PCBs en fase de vapor en superficies terrestres o acuáticas. En cuanto la deposición húmeda se produce a través de la lluvia, la nieve y la niebla [IPCS, 2003]. Murphy en (1984) señaló que las variables, como la cantidad de material particulado y PCBs en la atmósfera, el tipo de lluvia y la tasa de precipitación afectará la precisión de la estimación del contaminante en la precipitación. Por otro lado, Swain (1978) y Strachan y Huneault (1979) midieron los niveles de PCBs en la precipitación, encontrando que los resultados fueron muy variables entre 0 (no detectable) hasta 230 ng/l en el área de los Grandes Lagos en norteamérica. Otro estudio realizado por Strachan (1988) detectó los niveles de PCBs en la lluvia en todo Canadá durante 1984. Dichos niveles del contaminante fueron un tanto menor que los anteriores, estos variaron desde no detectable hasta 17 ng/l, no se observaron tendencias geográficas evidentes lo que significa la gran variabilidad de la presencia de este contaminante en la atmósfera [IPCS, 1993].

1.2.4. El papel de las plantas de tratamiento

Los PCBs entran en las plantas de tratamientos de aguas servidas, a través de las alcantarillas, y luego ser descargados en los efluentes de las aguas residuales [Jing et al., 2019]. Además, una gran parte de la carga en el medio ambiente o en los lodos de plantas de tratamiento se origina de las aguas pluviales urbanas [Rossi et al., 2004]. Por lo tanto, las aguas residuales con un gran volumen de descarga en ríos pueden provocar una alta acumulación y, por lo tanto, contaminar al agua. Es por esta razón que es importante el estudio del transporte y transformación de dicho contaminante en los ríos especialmente en lugares donde el uso del agua tratada es indispensable para diferentes usos consuntivos.

Muchos autores han informado en sus estudios sobre la importancia de la contaminación por PCBs de las aguas residuales urbanas. Morris y Lester (1994) estudiaron las aguas residuales de Londres encontrando que las concentraciones medias de PCBs en el efluente son hasta 520,0 ng/l. Por otro lado, Loganathan et al., reportaron concentraciones de 7 congéne-

res en aguas residuales de Nueva York (EE. UU.), tanto en la fase acuosa como en la sólida [Loganathan et al., 1997]. Por lo que, las plantas de tratamiento de agua residual mediante el alcantarillado urbano podrían desempeñar el papel más importante en la contaminación por este tipo de contaminante [Briss et al., 1999].

Varios estudios han caracterizado los PCBs en los efluentes de las instalaciones municipales e industriales. Balasubramani en 2014 realizó un extenso estudio sobre los 209 congéneres, en más de 16 plantas de tratamiento municipales, industriales y desagües industriales petroquímicos en el área de Houston (EE.UU.), encontrando que las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales no tenían la concentración más alta de PCBs totales, sin embargo son las que más contribuyen a los sistemas de agua natural debido al volumen relativamente mayor de efluentes que se descargan a diario [Balasubramani et al., 2014]. Los efluentes tratados que se descargan tanto de las plantas de tratamiento de aguas residuales como de otras instalaciones industriales también son fuentes importantes de contaminantes tóxicos como los PCBs en el medio ambiente acuático [Balasubramani et al., 2014].

Por otro lado, en China, debido al rápido desarrollo en las industrias manufactureras, los contaminantes en las aguas residuales están aumentando drásticamente, lo que aumentó la variedad y complejidad de los PCBs en las aguas residuales [Yao et al., 2014]. Por lo tanto, es necesario llevar a cabo un enfoque más riguroso que incluya la comprensión de la composición química de las aguas residuales, esto mediante modelos de predicción y mediciones de control y de esta forma reducir el impacto ambiental de los PCBs en la biota en los sistemas de agua natural.

En la Tabla 1.2 se muestran un resumen de varios estudios que han encontrado concentraciones de PCBs 180 en plantas de tratamiento municipales.

Tabla 1.2: Concentración de PCBs en efluente de plantas de tratamiento del mundo.

Lugar	Caudal tratado [m ³ /s]	PCBs [ng/l]	Referencia
Londres	22,0	520,0	[Morris and Lester, 1994]
Nueva York	43,98	0,20	[Loganathan et al., 1997]
Montreal	15,05	0,68	[Pham and Proulx, 1997]
París	30,09	0.87	[Blanchard et al., 2004]
Salónica, Grecia	1,74	74,00	[Katsoyiannis and Samara, 2004]
Almeda Sims ,Texas 1	0,20	3,03E-03	[Balasubramani et al., 2014]
Almeda Sims ,Texas	0,20	3,82E-03	[Balasubramani et al., 2014]
Baytown West, Texas	8,76	8,75E-04	[Balasubramani et al., 2014]
Sims Bayou, Texas	3,50	5,08E-03	[Balasubramani et al., 2014]
Northeast, Texas	2,19	1,31E-03	[Balasubramani et al., 2014]
69th St, Texas	0,70	2,45E-02	[Balasubramani et al., 2014]
La porte, Texas	4,00	1,49E-02	[Balasubramani et al., 2014]
Zhejiang, China	1,39	2,30E-03	[Yao et al., 2014]

1.2.5. PCBs y el cambio climático

Muchos aspectos del medio ambiente natural, incluidos los recursos hídricos, se anticipa que experimentarán potencialmente graves impactos climáticos. Operaciones de yacimientos, producción de cultivos, procesos de erosión, producción de escorrentía y es probable que muchos otros procesos hidrológicos sean impactado por el cambio climático. Se espera que los impactos del cambio climático provoquen no solo cambios en la disponibilidad promedio de agua sino también cambios en los extremos [Sharif and Burn, 2006]. En la última década innumerables estudios han alertado sobre los cambios en la temperatura y la precipitación, por ende directamente en el caudal. Esta disminución de caudal incide en el aumento de las concentraciones de PCBs en la columna de agua [Sharif and Burn, 2006].

Los impactos del cambio climático causan efectos directamente sobre la calidad del agua, estos se han identificado ampliamente y a menudo se basan en relaciones establecidas entre la cantidad y la calidad del agua. Por ejemplo, las concentraciones de contaminantes que afectan la calidad del agua a menudo se asocian con fluctuaciones de caudal y la variabilidad en los caudales bajos puede ser de especial preocupación cuando se equilibra la protección de la calidad del agua y las descargas de contaminantes [Towler et al., 2013].

Lu et al. (2015), estudiaron la distribución de PCBs en la cuenca del río Támesis bajo los escenarios de cambio climático, mediante los cambios previstos en la temperatura y en la lluvia en el clima del Reino Unido. Las proyecciones de estas variables correspondientes al año 2009, durante los próximos 80 años tuvieron solo una influencia modesta en el destino de los PCBs en el modelo con aproximadamente 11,2 [ng/l] correspondientes a la columna de agua [Lu et al., 2015]. El resultado más significativo fue una tendencia del cambio climático a mejorar la evaporación de este contaminante del suelo a aire en la cuenca del Támesis.

1.2.6. Normativa de PCBs en Chile

El Diagnostico Nacional de Contaminantes Orgánicos Persistentes elaborado por CONAMA en 2010 y del catastro nacional de volumen dieléctrico con PCBs en empresas chilenas, por la Superintendencia de Electricidad y Combustibles (SEC), realizaron un inventario a nivel de país, en el cual destacaron el uso y almacenamiento de PCBs por cada región. La Tabla 1.3 indica el volumen de PCBs almacenados y en uso de Chile [CONAMA, 2010].

De la información recopilada al año 2001 se tiene un total en litros de 242.542 de aceites dieléctricos, que incluye todas las regiones del país, estas cantidades de aceites dieléctricos con PCBs informadas corresponde a la situación declarada por las empresas, mediante las encuestas realizadas por [CONAMA, 2010], los cuales deben ser eliminados para evitar posible contaminación del medio ambiente, ya sea por fugas o incendios no intencionales debidas a las condiciones de almacenamiento, en su mayoría ineficientes. Estos volúmenes de aceites se encuentran principalmente en las regiones II, III y VIII, las cuales se concentran la actividad minera y eléctrica.

Los PCBs el mayor uso en equipos eléctricos se concentra en las regiones VII y RM, los usos de estos equipos eléctricos deberán ser eliminados una vez que cumplan su vida útil o se aproxime la fecha estipulada en el Convenio de Estocolmo año 2028 [Stockholm Convention, 2001].

Tabla 1.3: Cantidad de PCBs en litros por región en Chile. Plan Nacional de Implementación para la Gestión de los Contaminantes Orgánicos Persistentes en Chile.

Región	Uso [litros]	Almacenado [litros]	Total[litros]
I	699	22	721
II	62.014	156.408	218.422
III	10.767	56.267	67.034
IV	7.745	681	8.426
V	12.132	250	12.382
VI	77.235	5.005	82.240
VII	44.944	742	45.686
VIII	173	173	346
IX	80.645	20.378	101.023
X	450	0	450
XI	60	0	60
RM	30.314	2.616	32.930
Total	327.178	242.542	569.720

Normativa nacional e internacional

El Convenio de Estocolmo sobre COP ha sido ratificado por la mayoría de los países del mundo, con la excepción de Bután, Haití, Italia, Iraq, Malasia, Sudán del Sur, Turkmenistán, Estados Unidos de América y Uzbekistán. Para aquellas partes que han ratificado la Convención de Estocolmo, la producción intencional de PCBs está prohibida [Vorkamp, 2016]. En los EE. UU., los PCBs están sujetos a la Ley de Control de Sustancias Tóxicas (TSCA) de 1976, que prohíbe la fabricación, el procesamiento y la distribución en comercio y uso de este contaminante. Esta regulación, especifica los procesos de fabricación que generan PCBs de forma no intencional [Vorkamp, 2016]:

- Los productos no deben contener más de 50 ppm como máximo o 25 ppm como promedio anual. A concentraciones por encima de $2 \mu\text{g} / \text{g}$ de congéneres de PCBs individuales en el caso de los sedimentos, se debe informar a la EPA.
- Los componentes de las barras de detergente no deben contener más de 5 ppm.
- Las emisiones al aire ambiente no deben ser superiores a 10 ppm. Si estas se exceden las 10 lb dentro de un año calendario, esto debe informarse a la EPA.
- Las descargas al agua no deben ser superiores a $100 \mu\text{g} / \text{L}$ para congéneres de PCBs individuales.

De acuerdo con la normativa nacional se hace mención a los PCBs en el decreto DS 143 de Calidad de Aguas Continentales por contacto directo se entrega un valor límite de 5500,0 [ng/L] para los PCBs [Biblioteca del Congreso Nacional de Chile, 2014].

En la “Guía para el establecimiento de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental para aguas continentales superficiales y marinas” [CONAMA, 2004] presenta la Tabla 1.4 y la Tabla 1.5 como criterios límites para los PCBs, para el establecimiento de normas secundarias para la protección de aguas continentales superficiales y protección de aguas marinas, respectivamente.

Tabla 1.4: Límite para los PCBs según Guía para el establecimiento de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental para aguas continentales superficiales.

Compuesto	Unidad	Clase de excepción	Clase 1	Clase 2	Clase 3
PCBs	ng/l	Bajo sensibilidad del instrumento	4,0	4,5	>4,5

Tabla 1.5: Límite para los PCBs según Guía para el establecimiento de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental para aguas continentales marinas.

Compuesto	Unidad	Clase 1	Clase 2	Clase 3
PCBs	ng/l	<1,0	1,0	>1,0

Clase 1: Muy buena calidad

Clase 2: Buena Calidad

Clase 3: Calidad Regular

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo general:

Evaluar el efecto de las contribuciones de plantas de tratamiento en las concentraciones de PCBs en el Río Mapocho, bajo contexto de cambio climático en Chile.

1.3.2. Objetivos específicos:

OE 1. Caracterizar mediante variables hidrológicas y de calidad del agua, el efecto de la descarga de la planta de tratamiento La Farfana en el río Mapocho.

OE 2. Construir un modelo conceptual para predicción de los efectos y la movilidad de los PCBs aguas abajo de las descarga de la planta de tratamiento al río.

OE 3. Estudiar los efectos proyectados de PCBs ante escenarios de cambio climático.

Capítulo 2

Metodología

Para cumplir con los objetivos propuestos en la sección 1.3, se propone la siguiente metodología:

OE 1. Caracterizar mediante variables hidrológicas y de calidad del agua, el efecto de las plantas de tratamiento en el río.

- **Tarea 1:** Para la caracterización del efecto de las descargas de plantas de tratamientos, se realiza una revisión de los principales antecedentes de la zona de estudio, en este caso correspondiente al efluente de la planta La Farfana. De esta forma se obtiene una descripción general de la cuenca a la cual pertenece la zona de estudio.
- **Tarea 2:** Recopilación de datos que permitan evaluar la hidráulica del tramo de estudio. En este caso los antecedentes se obtienen de la información del Instituto Nacional de Hidráulica (INH), el cual cuenta con calicatas realizadas en el año 2016, además, cuenta con perfiles transversales correspondientes a la planta La Farfana.
- **Tarea 3:** Recopilación de datos históricos que permitan conocer y caracterizar la hidrología en la zona de estudio. Primeramente se buscan las estaciones cercanas y que tengan influencia en el efluente de dicha planta de tratamiento. La estación fluviométrica Rinconda de Maipú de la Dirección General de Aguas (DGA) y la estación San Pablo de la Dirección Meteorológica de Chile (DMC), son de las que se obtiene la información de la precipitación, caudal, temperatura y velocidad del viento.

OE 2. Construcción, desarrollo y evaluación de modelo conceptual.

- **Tarea 1:** Construcción de un modelo conceptual para evaluar el efecto de la planta de tratamiento. Esto se logra mediante el acoplamiento de dos modelos matemáticos el modelo WASP y el modelo HEC-RAS, y que además permita conocer la predicción de la distribución y movilidad de los PCBs en la columna de agua que se descargan en el río.
- **Tarea 2:** Selección de dos periodos de estudio y además se eligen las condiciones de borde y las condiciones iniciales para la simulación. En el caso de la condición de borde

para los PCBs se realizan simulaciones de Monte Carlo para obtener un valor probable en el efluente. En este caso se seleccionan los valores encontrados en diversos estudios para condiciones similares a la planta de tratamiento, estas son: población saneada, caudal tratado y el agua tratada debe ser municipal.

- **Tarea 3:** Desarrollo y evaluación del modelo seleccionado en base a los datos recopilados en la sección de estudio del río. Se reúnen los parámetros químicos de los PCBs, la hidrología y la hidráulica. Mediante estas simulaciones se conocerá y evaluará el efecto de la planta de tratamiento en la contribución de PCBs.

OE 3. Efectos proyectados de PCBs ante escenarios de cambio climático.

- **Tarea 1:** Proyección del caudal de la planta de tratamiento, logrado mediante los datos del Instituto Nacional de Estadística, analizando la estacionalidad de la descarga y proyectándola con la población saneada, manteniendo constante en el tiempo la dotación por persona por día.
- **Tarea 2:** Selección e implementación del método no paramétrico K -NN, realizado un remuestreo del vecino más cercano y obtener series sintéticas de caudal proyectadas al año 2059 [Lall and Sharma, 1996]. En este caso se realizan 500 simulaciones mediante el registro histórico de precipitación y temperatura; además, este modelo requiere de series proyectadas a futuro. Dichas series se obtienen datos proyectados de precipitación y temperatura de la plataforma de simulaciones climáticas Centro de Ciencia del Clima y Resiliencia, CR2.
- **Tarea 3:** Evaluación del modelo de calidad del agua seleccionado con las series sintéticas de caudal obtenidas, análisis crítico de los principales resultados obtenidos y comparación con la simulación de datos presente.

2.1. Modelo de calidad de aguas

La modelación de la calidad de agua es realizada mediante la utilización de softwares de manera combinada, pues es sabido que utilizar diversas herramientas permite obtener un producto de mejor calidad, dado que se incluyen mayor cantidad de procesos (transporte de sedimento, hidrodinámica, biogeoquímica, entre otros) [Gao & Li, 2014]. Primeramente se descartan los modelos de carácter privado, seguido a esta condición se requiere la visualización de varios parámetros y ninguno de los modelos se ajusta individualmente se decide acoplar dos de los seis estudiados (ver Tabla 1.1). Para acoplar la hidráulica se utiliza el modelo HEC-RAS [Brunner, 2001], junto con el Modelo WASP [Ambrose et al., 2017] que reúne los datos y variables químicas, hidrológicas e hidráulicas de la zona en estudio.

2.2. Modelo HEC-RAS

El modelo HEC-RAS modela ríos en una o dos dimensiones considerando la hidrodinámica, el transporte de sedimentos, meteorología y la calidad de aguas. Este último modela nutrientes nitrogenados y fosfatados, oxígeno disuelto, algas, la demanda carbonatada y bioquímica de oxígeno [Brunner, 2001]. Además, modela el agua que fluye a través de sistemas de canales

abiertos y calcula los perfiles de la superficie del agua. HEC-RAS tiene una aplicación en la gestión de llanuras aluviales y estudios para evaluar las invasiones de las vías de inundación. Algunos de los usos adicionales son: diseño y análisis de puentes y alcantarillas, estudios de diques y estudios de modificación de canales. Se puede utilizar para el análisis de rupturas de presas, aunque otros métodos de modelado son actualmente más aceptados para este propósito [Brunner, 2001]. Este modelo se emplea para la modelación hidrodinámica de la cuenca en estudio.

Curvas de descarga

Las condiciones hidráulicas del río son resueltas por el modelo WASP mediante la ecuación de continuidad acoplada a curvas de descargas. Éstas establecen la velocidad media (U) y la altura del flujo (H) de los elementos de cada segmento en función del caudal. Como ya se dispone de los caudales, se requiere caracterizar las curvas mediante HEC-RAS. El modelo HEC-RAS determina las alturas y velocidades de escurrimiento a lo largo de un río y para sus distintas secciones transversales. Para determinarlas resuelve la ecuación de Saint-Venant en 1 dimensión. HEC-RAS calcula el balance de energía entre secciones transversales consecutivas, estimando la pérdida friccional a través de la ecuación de Manning:

$$\frac{Q \cdot n}{\sqrt{S_f}} = A \cdot R_h^{2/3} \quad (2.1)$$

Donde Q es el caudal en m^3/s , S_f es la pendiente de fricción, A es el área transversal de la sección en m^2 , R_h es el radio hidráulico en m y n es el coeficiente de Manning medido en $s/m^{1/3}$.

2.3. Modelo WASP

El programa de simulación de la calidad del agua (WASP) por sus siglas en inglés [Ambrose et al., 2017], ayuda a interpretar y predecir las respuestas de la calidad del agua a los fenómenos naturales y la contaminación provocada por el hombre para diversas decisiones de gestión de la contaminación. Es un programa dinámico de modelado de compartimentos para sistemas acuáticos, que incluye tanto la columna de agua como los bentos subyacentes. Además, permite investigar sistemas de 1, 2 y 3 dimensiones, y una variedad de tipos de contaminantes. Los procesos que varían en el tiempo de advección, dispersión, carga de masa puntual y difusa e intercambio de masa están representados en el modelo. WASP también se puede vincular con otros modelos hidrodinámicos y de transporte de sedimentos que pueden proporcionar flujos, velocidades de profundidad, temperatura, salinidad y flujos de sedimentos. Su última versión contiene la inclusión del modelo de diagénesis de sedimentos vinculado al submodelo de eutrofización avanzada, que predice la demanda de oxígeno del sedimento y los flujos de nutrientes de los sedimentos subyacentes.

2.3.1. Generalidades del modelo

El modelo WASP presenta las siguientes características

- **Software e interfaz gráfica:** El modelo es implementado mediante Microsoft Windows en la interfaz del modelo WASP.
- **Resolución espacial:** El modelo puede simular flujos en 1,2 y 3 dimensiones.
- **Segmentación:** En esta sección el río se divide en secciones o segmentos y estos representan la componente longitudinal que se desea modelar.
- **Hidrodinámica:** Flujo de régimen permanente e impermanente.
- **Ruta del flujo:** Utiliza el flujo especificado para el segmento, el volumen, la profundidad y la velocidad.
- **Ruta del río:** Utiliza el flujo especificado para el segmento, mediante el volumen, la profundidad y la velocidad.
- **Flujo de onda cinemática:** Utiliza el segmento en función de la pendiente y la rugosidad del fondo.
- **Balance de calor:** La temperatura y balance de calor son simulados dinámicamente en función de la variación intra-diaria de las variables meteorológicas (e.g. temperatura del aire, velocidad del viento, presión atmosférica).
- **Cinética diaria de calidad del agua:** Las variables de calidad del agua son dinámicamente simuladas a una escala horaria, diaria o mensual.

La versión del modelo a utilizar corresponde a la número ocho, la hidrodinámica puede ser de régimen impermanente o permanente. En este caso se utiliza en régimen permanente y las tasas de reacción no necesariamente uniformes a lo largo del tramo en estudio.

2.3.2. Ecuaciones desarrolladas por el Modelo WASP

Hidrogeometría: Una buena descripción de la hidrogeometría de segmento en función del flujo puede ser importante para utilizar adecuadamente WASP para simular arroyos y ríos. Para la opción de flujo de enlace hidrodinámico, las velocidades y profundidades calculadas por el modelo hidrodinámico se utilizan en WASP. Para las opciones de flujo interno (flujo neto, flujo bruto, onda cinemática), un conjunto de coeficientes de descarga hidráulica especificados por el usuario define la relación entre la velocidad, la profundidad y el flujo de la corriente en los segmentos de agua superficial.

Ecuaciones que gobiernan el flujo: La modelación del flujo tiene tres tipos de alcances: alcance de flujo libre (flujo de onda cinemática), alcances ponderados (desbordamiento de vertedero) y remansos o alcances influenciados por las mareas (flujo dinámico). La ecuación de movimiento, basada en la conservación del momento, predice las velocidades y flujos del agua. La ecuación de continuidad, basada en la conservación del volumen, predice alturas de agua (carga hidráulica) y volúmenes, en el Anexo A.1 se encuentra el detalle de las ecuaciones desarrolladas.

Esquema del modelo de transporte: El transporte incluye la advección y dispersión de los componentes de la calidad del agua, el cual se divide en seis tipos, o “campos”. En este caso se utiliza el primer campo de transporte implica flujo advectivo y mezcla dispersiva en la columna de agua. El flujo advectivo transporta componentes de la calidad del agua “aguas abajo” con el agua y además se considera la dilución. La dispersión provoca una mayor mezcla y la dilución entre regiones de altas concentraciones y regiones de bajas concentraciones.

Para cada tipo de transporte se deben proporcionar valores del coeficiente de dispersión en (m^2/s) como función de tiempo, este coeficiente varía a lo largo del tramo de río estudiado. Por cada intercambio en el grupo, se debe proporcionar un área interfacial, longitud de mezcla y los segmentos contiguos entre los cuales tiene lugar el intercambio. La longitud de la mezcla característica es específica la distancia entre los puntos medios del segmento. El área interfacial es el área normal a la longitud de mezcla característica compartida con los segmentos simulados (área de sección transversal para intercambios horizontales, o área de superficie para intercambios verticales). El transporte dispersivo longitudinal de una sustancia conservativa se modela en WASP por una ecuación unidimensional de advección-dispersión; ver Anexo A.8 [Vuksanovic et al., 1996].

El uso de la ecuación de advección-dispersión requiere valores asignados correctamente para el coeficiente de dispersión. En la predicción del transporte de un contaminante en un sistema fluvial (que integra los fenómenos de advección y dispersión) es fundamental el cálculo del coeficiente de dispersión efectivo, estos pueden variar entre secciones de río, pues depende principalmente de la hidrodinámica y características del cauce [Díaz Lozada et al., 2015]. Se han desarrollado varios métodos para determinar coeficientes de dispersión para ríos, arroyos y estuarios, en este caso para el cálculo del coeficiente de dispersión efectivo E_x se utiliza la fórmula de [Fisher et al., 1979]:

$$E_x = dn g^{1/2} R_h^{5/6} |U| \quad (2.2)$$

Donde d es el coeficiente de dispersión, n número de Manning, g corresponde a la aceleración de la gravedad, R_h es el radio hidráulico y $|U|$ representa la magnitud de la velocidad.

Factor de escala: El factor de escala define la incidencia de los parámetros que se considerarán en la simulación, así que se especifica o asigna un factor de escala de parámetro a las variables utilizadas. Por defecto, el factor de escala es 1.0. En las versiones anteriores del modelo el parámetro asignado por el modelo debía ser comprobado, en esta versión el modelo asigna estos valores en 1. Si desmarca esta casilla, se eliminará el parámetro de la simulación, pero la información ingresada no se pierde. Por lo tanto, el factor de escala especifica la influencia que tiene una variable sobre otra, en el periodo de simulación deseado.

Transporte de contaminantes o trazadores químicos:

Un contaminante o trazador químico es transportado dentro de la columna de agua, estos son simulados usando el componente llamado TOXI, en la que es analizado el transporte y la transformación del contaminante o trazador químico. WASP utiliza una ecuación de equilibrio de masa para calcular la masa química y las cantidades para cada segmento del tramo en estudio, que puede incluir agua superficial, agua subyacente, cama de sólidos superficial y cama de sólidos subyacente. Los productos químicos simulados se someten a varios procesos de transporte según lo especificado o por el conjunto de datos de entrada.

2.3.3. Variables de estado y flujos del modelo

Las variables de estado y flujos del modelo WASP se muestran en la Tabla 2.1. Dichas variables son las que gobiernan los principales procesos modelados incluyendo la química de los PCBs, la hidrología y la hidráulica de la zona de estudio.

Tabla 2.1: Principales variables de estado y flujos del modelo WASP

Variable	Símbolo	Unidad
Solubilidad en agua	SW	g/m^3
Vida media en agua	HLW	h
Vida media en sedimento	HLS	h
Concentración de contaminante	TC	ng/l
Concentración de contaminante disuelta	DCC	ng/l
Concentración de contaminante suspendida	SCC	ng/l
Temperatura del agua	WT	°C
Temperatura del aire	AT	°C
Sólidos en la columna de agua	WCS	mg/l
Carbono orgánico total	TOC	mg/l
Flujos del modelo		
Radiación solar	SR	$watts/m^2$
Caudal	Q	m^3/s
Velocidad del agua	WS	m/s
Deposición neta	ND	cm/año
Velocidad de asentamiento	SV	m/day

2.3.4. Método no paramétrico KNN: para la proyección de series sintéticas de caudal

Los avances recientes en los métodos no paramétricos proporcionan una alternativa atractiva a los métodos paramétricos lineales [Prairie et al., 2007]. A diferencia del enfoque lineal en el que un sólo modelo lineal se ajusta a todos los datos, los métodos no paramétricos implican un ajuste funcional "local". La función se ajusta a un pequeño número de vecinos en cada punto. Este enfoque tiene la capacidad de capturar cualquier característica arbitraria (no linealidad, no-normal, etc.) exhibida por los datos.

Un algoritmo K-NN, generalmente implica seleccionar un número específico de día, mes o año similares en características al día, mes o año de interés [Lall and Sharma, 1996]. El número seleccionado se vuelve a muestrear al azar para representar el clima del día siguiente en el período de simulación. A pesar de su simplicidad inherente, los algoritmos vecinos más cercanos se consideran versátiles y robustos.

El enfoque vecino más cercano implica el muestreo simultáneo de las variables climáticas, como la precipitación y la temperatura. El muestreo se realiza a partir de los datos observados, con reemplazo. Para simular variables climáticas para un nuevo día $t + 1$, los días o meses con características similares a los simulados para el día t se seleccionan primero del registro histórico.

Luego se selecciona uno de estos vecinos más cercanos de acuerdo con una distribución de probabilidad definida o núcleo y los valores observados para el día posterior a ese vecino más cercano se adoptan como los valores simulados para el día $t + 1$. Los modelos basados en el enfoque K -NN pueden extenderse fácilmente a la simulación multi-sitio de datos meteorológicos mientras se mantiene la estructura de correlación espacial prácticamente intacta. Las dependencias espaciales se conservan porque el clima del mismo día se adopta como el clima para todas las estaciones.

Además de las dependencias espaciales, es probable que se mantenga la dependencia temporal ya que los valores simulados para el día $t + 1$ están condicionados a los valores para el día t . La correlación cruzada entre las variables en cualquier sitio dado se conserva automáticamente a medida que se vuelve a muestrear un bloque de variables a partir de los datos observados [Sharif and Burn, 2006].

Forma de escoger el vecino más cercano

Para escoger el vecino más cercano, los pasos involucrados en el algoritmo son los siguientes:

1. Los datos históricos de los flujos mensuales están orientados en X , de modo que las estaciones están en filas y los años en columnas (ver [Prairie et al., 2007]). X se rota en Y por la matriz de rotación R donde:

$$Y = RX \quad (2.3)$$

2. La simulación implica muestrear a partir de la Función de Probabilidad (PDF) condicional $(f(U | Z'),)$,

$$Z' = Z/d \quad (2.4)$$

Z es flujo anual y d 12 dimensiones.

3. Se genera un flujo agregado (e.g., flujo anual) z^* a partir de un modelo apropiado ajustado a los datos de flujo anual. Los flujos anuales se volverán a muestrear a partir de muestra de datos históricos, generando únicamente los valores que se ven en el registro histórico.

4. Se identifican K vecinos más cercanos (correspondientes a K años históricos) del $Z'_{sim} = z^*/\sqrt{d}$ generado. Los vecinos más cercanos se obtienen calculando la distancia entre el Z'_{sim} generado y el Z' histórico. A los vecinos se les asignan pesos basados en la función:

$$W(k) = \frac{1}{k \sum_{i=1}^K \frac{1}{i}} \quad k = 1, 2, \dots, K \quad (2.5)$$

Esta función de ponderación da más peso a los vecinos más cercanos y menos a los vecinos más lejanos. Utilizando estos pesos como una métrica de probabilidad, se vuelve a muestrear uno de los vecinos.

5. El paso final es la rotación hacia atrás al espacio original:

$$x^* = R^T Y^* \quad (2.6)$$

donde, x^* es el vector de flujos desagregados (es decir, mensuales) que sumarán z^* e $Y^* = (U_j; Z'_{sim})$

Paso temporal de las simulaciones

El esquema de desagregación del espacio-temporal del método no paramétrico KNN, consiste en que, el caudal anual es un indicador “index” que desagrega temporalmente a 12 caudales mensuales. Luego, los flujos mensuales se desagregan en flujos en las ubicaciones espaciales. Así, el algoritmo de desagregación se aplica dos veces, primero para la desagregación temporal y segunda para la espacial. El indicador “index” es un indicador imaginario cuyos flujos mensuales se crean como la suma de los flujos mensuales en las ubicaciones [Prairie et al., 2007].

El paso temporal de las simulaciones puede ser, día, mes o año, según se desarrolle el algoritmo, en este caso se utiliza un paso temporal medio mensual para simular los caudales. Las variables climáticas que condicionan las simulaciones de caudal son: el caudal, la precipitación y la temperatura media mensual.

Capítulo 3

Caracterización de la zona de estudio

3.1. Descripción general de la cuenca

El río Mapocho se encuentra ubicado en la Región Metropolitana, atravesando la ciudad de Santiago de Chile. El área de estudio de la planta de tratamiento La Farfana se extiende entre el paralelo $33^{\circ}28'$ latitud sur y entre el meridiano $70^{\circ}47'$ longitud oeste, tal como se muestra en la Figura 3.1. El panel izquierdo muestra la región, el panel superior derecho la ubicación del río y sus estaciones y el inferior derecho las secciones transversales.

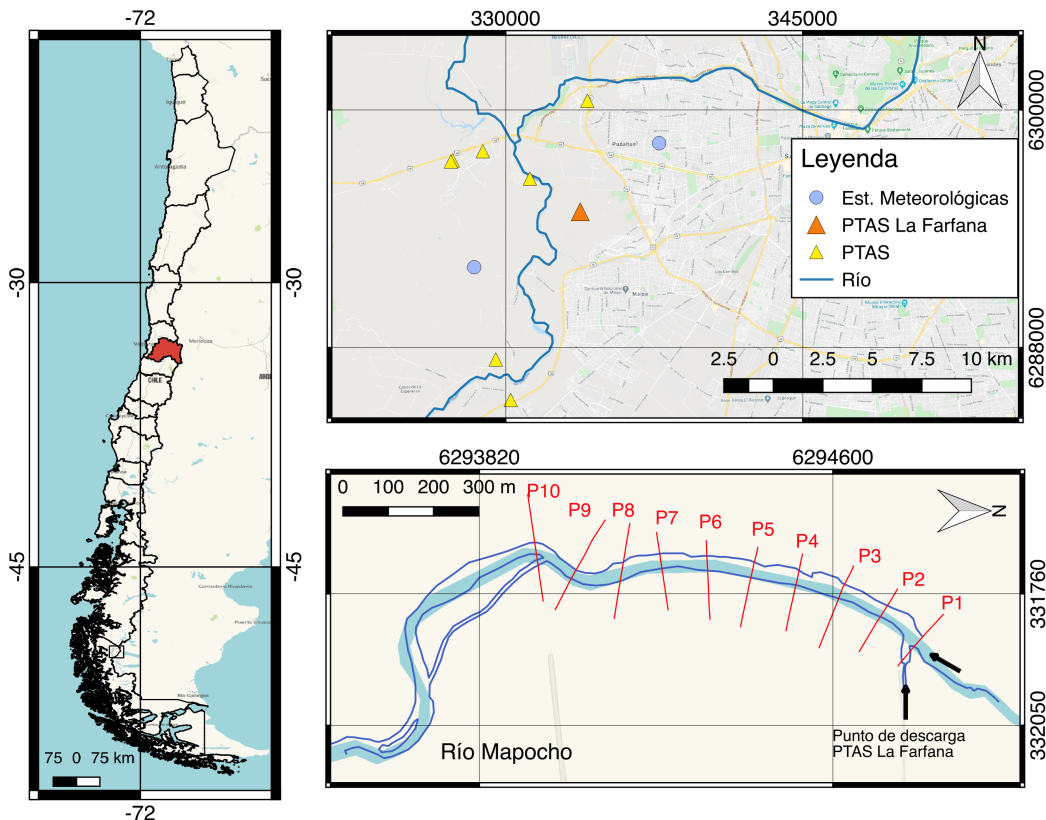


Figura 3.1: Delimitación de área de estudio según sistema radar SRTM.

El río Mapocho nace en el cerro El Plomo de la cordillera de los Andes y desemboca en el río Maipo como principal tributario. Se caracteriza por su régimen nivo-pluvial y su alta turbiedad es debido a que un considerable volumen de sedimentos es transportado, según el registro de los caudales, desde las laderas y cauces intra-andinos, el que circula por la sección media cruzando Santiago, y va a incrementar los materiales detríticos transportados por el río Maipo en dirección al mar. El tramo de este río que atraviesa la ciudad de Santiago se le denomina “Mapocho Urbano” que constituye un tramo de casi 30 kilómetros, en la Tabla 3.1 se pueden encontrar los principales atributos de la cuenca. Es importante acotar que es una cuenca altamente intervenida, albergando importantes embalses. Además, las principales plantas de tratamiento de aguas servidas (e.g. La Farfana y Mapocho Trebal) de la ciudad de Santiago descargan al río, la cual posteriormente al tratamiento, es utilizada como agua de riego para actividades de agricultura aguas abajo.

Tabla 3.1: Principales atributos de la cuenca.

ID ¹	5737002
Nombre ¹	Río Mapocho Rinconada de Maipú
Área (kms)	4014,7
Elev punto de salida (m s.n.m.)	432
Elev. media cuenca (m s.n.m.)	1343
Elev. máx. cuenca (m s.n.m.)	5431
Pendiente media (m/km)	155,9
Grado de intervención antrópica superficial	3,451

¹Atributos de la cuenca pertenecen a CAMELS-CR2MET

Planta de tratamiento La Farfana Es considerada la inversión ambiental más importante de la historia de Chile y la principal obra del Plan de Saneamiento Hídrico del Gran Santiago. La planta de tratamiento La Farfana se ubica en el sector de la Farfana, en Maipú. En la Figura 3.1 se encuentra en color naranja la ubicación de dicha planta. Con una población de 3.294.000 habitantes saneados, la superficie de planta es de 60 hectáreas, beneficiando a 19 comunas [Aguas Andinas, 2014].

Dicha planta utiliza como tipo de tratamiento los lodos activados convencionales con digestión anaeróbica. El caudal medio anual de depuración oscila los $8,8 \text{ m}^3/\text{s}$ y $15,0 \text{ m}^3/\text{s}$ máximo horario. El primer canal de descarga de aguas tratadas se encuentra a 1400 m y es donde se enfoca el estudio de esta tesis [Aguas Andinas, 2014].

3.2. Hidráulica en la zona de estudio

Para la hidráulica de la zona de estudio se hace uso de la información entregada por el INH (Instituto Nacional de Hidráulica) que cuenta con una base de datos y antecedentes de la zona de estudio, incluyendo descripciones de los tramos, calicatas y perfiles transversales a lo largo de un kilómetro. Este esquema se muestra en la Figura 3.1 donde se encuentra el punto de descarga y la distribución de los perfiles transversales. En la Figura 3.2 se muestra el modelo conceptual de los perfiles entregados, la manera como descarga la planta de tratamiento y la dirección del flujo.

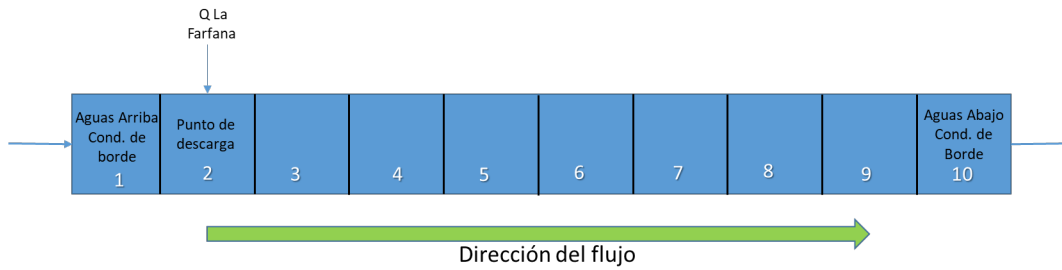


Figura 3.2: Esquema conceptual de los perfiles y la descarga de la planta de tratamiento adaptado de [Ambrose et al., 2017].

El estudio realizado por el INH, data del año 2016 el cual se realizaron siete calicatas correspondientes a la zona de estudio. Las calicatas de inspección fueron ejecutadas con retroexcavadora, a una profundidad que alcanza los 2,35 metros, aproximadamente. Según la inspección ocular realizada se detectó: escombros y rellenos en capa superficial de 0,3 m correspondiente a ripio, bajo esa profundidad el suelo se compone de granos finos y limos, en las diez secciones inspeccionadas. La Tabla 3.2 muestra el resumen de las calicatas realizadas, N hace referencia al Norte y E hace referencia al Este.

Tabla 3.2: Calicatas realizadas por el INH 2016.

Calicata	Coordenadas	Profundidad (m)	Observación
1	6294721 m N	2,2	Escombros
	331871 m E		
2	6294649 m N	2,3	Granos finos y limos
	331852 m E		
3	6294523 m N	2,6	Granos finos y limos
	331805 m E		
4	6294432 m N	2,7	Granos finos y limos
	331796 m E		
5	6294350 m N	2,46	Granos finos y limos
	331788 m E		
6	6294070 m N	2,35	Granos finos y limos
	331768 m E		
7	6294983 m N	2,25	Sin escombros, granos finos y limos
	331767 m E		

Como se observa, en la primera calicata se encontró escombros y en las restantes seis granos finos y limos, por lo tanto en la zona de estudio predominan los limos.

Datos geométricos Tal como se menciona en la sección anterior, se dispone de información de un levantamiento topográfico de la zona de estudio, en las cuales se utilizan los diez perfiles transversales asociados al tramo de estudio. La Tabla 3.3 resume los datos geométricos obtenidos del modelo HEC-RAS. La pendiente del cauce presenta en su eje principal una pendiente cercana al 0,3% y anchos del orden de 7 metros.

Tabla 3.3: Datos geométricos correspondientes a las secciones transversales.

Segmento	Ancho (m)	Longitud entre perfiles	Profundidad (m)	Área(m^2)
1	13,60	99,43	2,38	1352
2	19,65	98,79	2,11	1941
3	77,08	99,88	1,72	7698
4	22,37	99,92	3,01	2235
5	21,46	99,63	2,3	2138
6	22,67	99,98	3,16	2266
7	25,39	99,75	2,44	2532
8	22,01	99,96	2,52	2200
9	23,22	97,75	3,47	2269
10	43,17	99,46	2,44	4293

3.3. Datos hidrometeorológicos

3.3.1. Red de monitoreo

Para la caracterización hidroclimática se utilizan las estación fluviométrica Rinconada de Maipú de la Dirección General de Aguas (DGA), y la estación meteorológica San Pablo de la Dirección Meteorológica de Chile (DMC) como fuente de información de precipitación, caudal, temperatura del aire, velocidad del viento etc., tal como se observa en la Figura 3.1

La Tabla 3.4 resume las coordenadas de las estaciones fluviométrica y meteorológica consideradas:

Tabla 3.4: Coordenadas de las estaciones utilizadas.

Estación	Lat	Long	Periodos (años)	Fuente
Rinconada de Maipú	33°49' S	70°81' E	1980-2016	DGA
San Pablo	33°44' S	70°74' E	2010-2016	DMC

3.3.2. Caudales

Los caudales a utilizar en las simulaciones son obtenidos de los registros en tiempo real de la estación fluviométrica en línea de la DGA. La Figura 3.3 muestra la serie de caudal obtenida de la estación Rinconada de Maipú. La serie continua de datos corresponde al periodo de abril de 1980 hasta marzo de 2017.

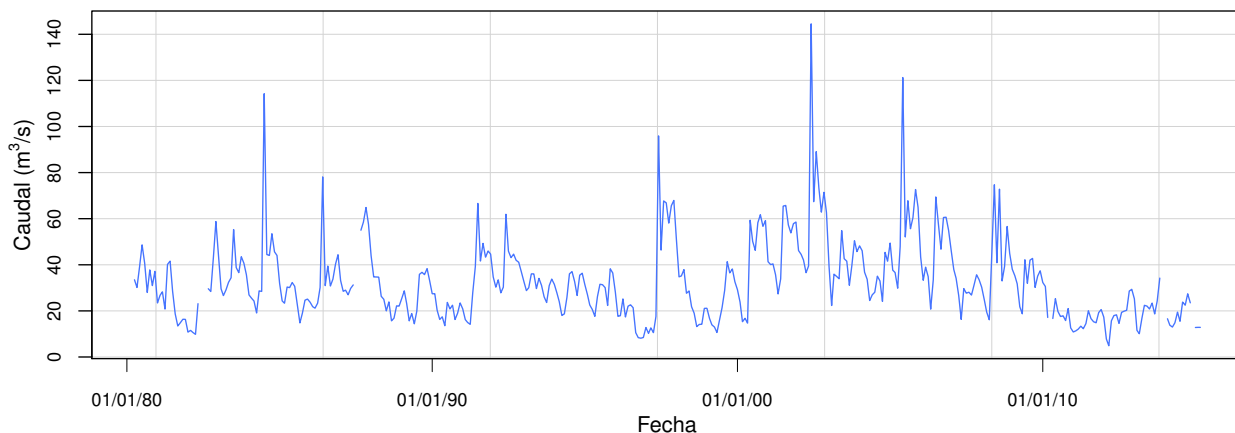


Figura 3.3: Serie de caudal medio mensual (DGA), para la estación Rinconada de Maipú en el periodo abril/1980 a marzo/2017.

3.3.3. Datos meteorológicos

El registro de temperaturas a utilizar corresponde a la estación la Rinconada de Maipú. La Figura 3.4 muestra el registro de temperatura correspondiente al periodo desde el 01 de abril del 1980 al 31 de marzo al 2017.

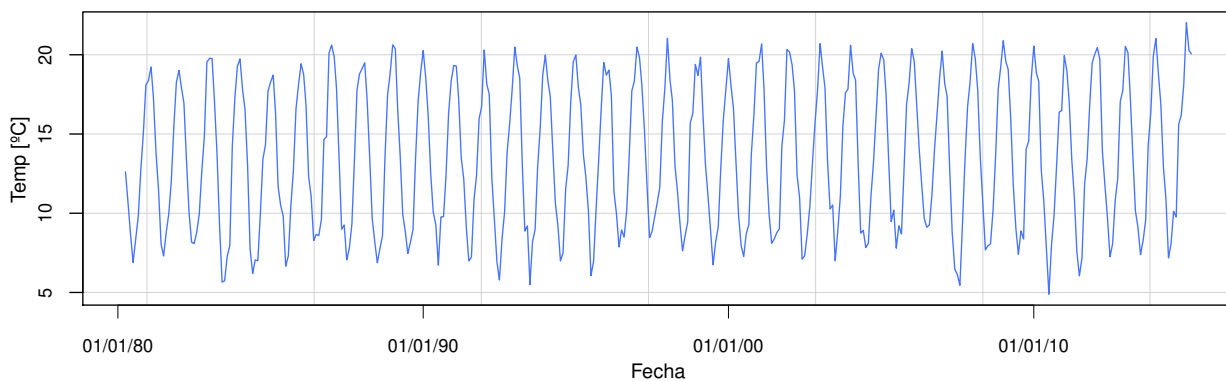


Figura 3.4: Serie de temperatura media mensual (DGA), para la estación Rinconada de Maipú para el periodo abril/1980 a marzo/2017.

3.3.4. Datos hidrometeorológicos para el método KNN

El método *K*-NN requiere como datos de entrada series de precipitación y temperatura históricas en este caso se utilizan los datos obtenidos del [(CR)2, 2018]. El periodo para el caudal, precipitación y temperatura histórica es desde abril del 1979 a abril de 2010. Además, de estas series históricas se requiere de datos proyectados de precipitación y temperatura futuras, para tal caso el Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia [(CR)2, 2018], esta provee información de proyecciones climáticas para las variables mencionadas, para futuros cercano, intermedio y lejano. En este caso se utiliza el futuro intermedio, considerando que se cumple con el año 2059.

En este estudio se utiliza las proyecciones climáticas considerando el escenario histórico y el escenario futuro RCP85. El periodo seleccionado es abril del 2011 hasta abril del 2059. Para obtener las series sintéticas de caudal, se generan 500 simulaciones del modelo y de esta forma obtener una caracterización de la incertidumbre en las series de caudales futuros proyectados.

3.3.5. Escenarios de simulación

Se simularán 3 escenarios distintos:

El primero corresponde a una simulación corta con valores medios diarios de caudal, con la finalidad de obtener la respuesta del modelo ante los tiempos “cortos” de las variables mencionadas.

El segundo escenario corresponde a la simulación de PCBs con la serie histórica de caudal de las variables antes mencionadas, con esto se observará la respuesta del modelo ante una serie mayor con respecto a la anterior.

El tercer y último escenario corresponde a la evaluación de los efectos proyectados de PCBs ante el cambio climático, comparando además estos efectos con los obtenidos de la serie histórica del segundo escenario.

Capítulo 4

Desarrollo del modelo conceptual

En la Figura 4.1 se puede observar un esquema conceptual de los modelos que se acoplan para el presente trabajo, el cual muestra los procesos de transporte y transformación que tiene lugar en los ríos y la interacción entre las fases, en las proximidades de la columna de agua, es decir entre agua, sedimento y aire. Al modelar el destino y transporte de contaminantes estas fases deben incluirse al modelo ya que la mayoría de los contaminantes se adsorben en la fase líquida y al tratarse de un contaminante altamente hidrófobo, como los PCBs, se adsorben en gran parte en la fase sólida y en sólidos suspendidos. A partir de esta aproximación conceptual se implementan a los modelos que simulan la hidrodinámica del río, la química del contaminante y la hidrología.

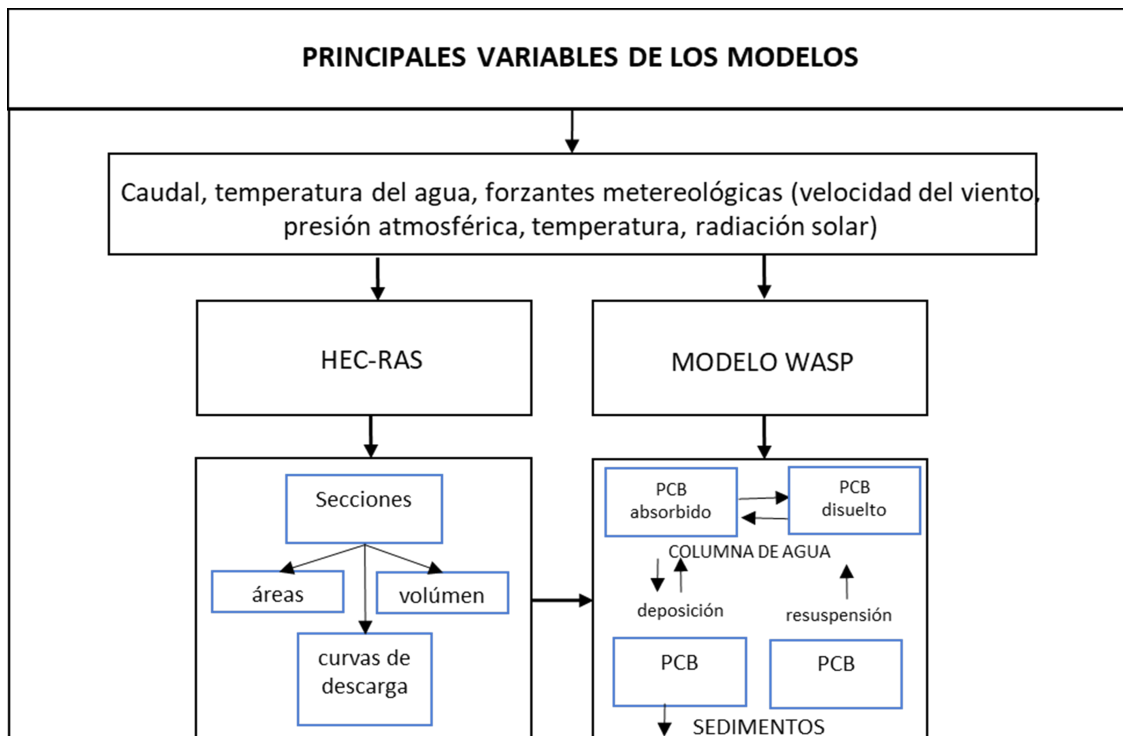


Figura 4.1: Modelo conceptual del destino y transporte de PCBs.

Por otro lado, la interacción entre los procesos hidrodinámicos, químicos e hidrológicos, conllevan procesos internos más complejos y difíciles de modelar. La simplificación de dichos procesos mediante los modelos conceptuales hacen que se tenga una mejor comprensión de tal realidad tan compleja. Los procesos que se muestran incluyen la emisión directa del contaminante modelado, en los flujos de difusión aire-agua se puede identificar la deposición de partículas secas y húmedas del aire tal como se muestra en la Figura 4.2, además la deposición y resuspensión de sedimentos, la percolación en los sedimentos, así como las transformaciones de cada una de las fases.

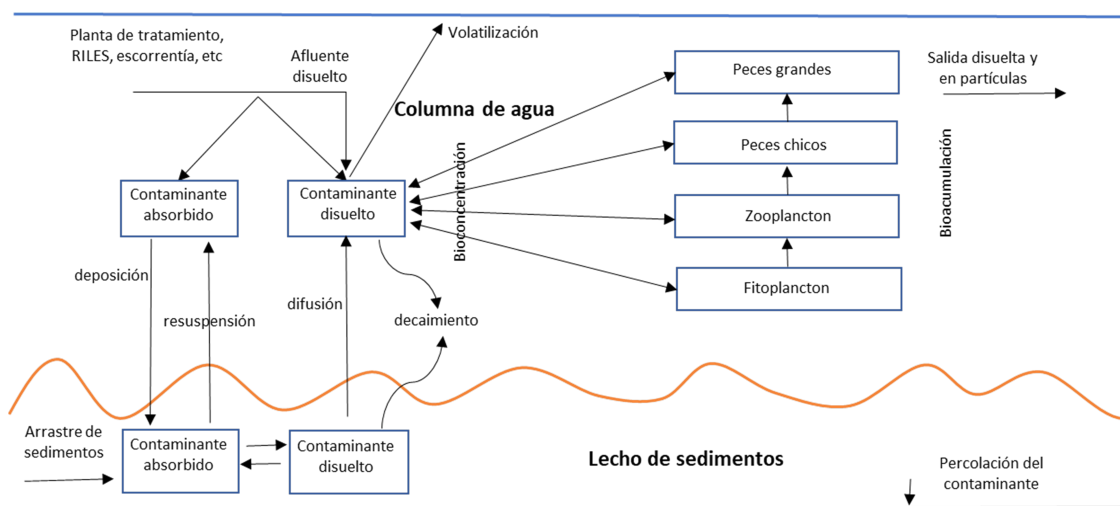


Figura 4.2: Modelo conceptual de la transformación química de PCBs, adaptado de [Trenton, 1998].

Estas fases involucran la columna de agua, los sedimentos y la contaminación del ecosistema (e.g. la bioconcentración y bioacumulación), así como las posibles rutas que puede tomar la dinámica del movimiento de los PCBs. Las entradas de las fases se definen manualmente para la modelación.

4.1. Limitaciones del modelo

Para poder obtener una simplificación de la realidad compleja como se muestra en el modelo conceptual, es necesario restringir y mostrar cuales son las limitaciones del modelo. A continuación se muestran las limitaciones para el presente estudio:

1. En este caso solo se estudiarán los PCBs en la columna de agua esto se debe a la escasa información de la granulometría del fondo de la zona de estudio. La granulometría juega el papel de mayor importancia en la modelación de los sólidos, ya que es mediante esta que se conoce la cantidad del contaminante adsorbido y la cantidad del contaminante acumulado en el fondo del lecho.

2. Como se demostró en la literatura mediante la revisión de antecedentes, la precipitación es un mecanismo de transporte y aporte importante de PCBs. En este caso se decide no

utilizar este componente en la modelación, ya que las precipitaciones son escasas en la zona de estudio, por lo tanto se hace el supuesto que las precipitaciones no tienen incidencia en la modelación.

3. Se restringe la componente de contaminación de PCBs por aire, ya que el modelo WASP no presenta esta componente, por lo que se tendría que acoplar un tercer modelo para obtener esta componente.

4. Se considera que el aporte de PCBs corresponde al de la planta de tratamiento La Farfana, por lo tanto, los resultados sólo cuantifican el aporte para la columna de agua de dicha planta de tratamiento.

5. Por último, se considera que el fondo es fijo y no erosionable. Esto sin duda tiene influencia en la altura de escurrimiento.

4.2. Preparación del modelo

4.2.1. Variables de estado y supuestos del modelo

Considerando los datos obtenidos desde el INH, DGA y DMC analizados como antecedentes en la sección 3.2 y 3.3.1, se establece que se simularán las variables de estado de la Tabla 4.1:

Tabla 4.1: Variables de estado a modelar

Variable	Símbolo	Unidad
Vida media en agua	HLW	h
Concentración de contaminante	TC	ng/l
Concentración de contaminante disuelta	DCC	ng/l
Concentración de contaminante suspendida	SCC	ng/l
Temperatura del agua	WT	°C
Caudal	Q	m^3/s
Velocidad del agua	WV	m/s

Tal como se menciona en la sección 3.3.5 se simulan tres escenarios: el tiempo de simulación para el primer escenario, corresponde desde el 01 de enero del 2015 hasta el 21 de mayo del 2017. Para el segundo, se simula la serie histórica desde el 01 de enero de 1985 al 05 de octubre de 2016. Por último, el tercer escenario se simula desde el 04 de enero de 2016 al 03 de enero de 2060.

4.2.2. Caudales

La serie de caudales mostrada en la sección 3.3 se registra desde el 01 de abril 1980 hasta el 31 de marzo 2017, dicha serie es la que se utiliza para obtener las simulaciones de PCBs.

4.2.3. Datos meteorológicos

La información meteorológica a considerar se remite a: temperatura del aire, radiación solar y velocidad del viento, tal como lo muestra la sección 3.4. Las forzantes meteorológica debe tener una resolución temporal horaria, dichas estaciones cuentan con esta resolución temporal para la temperatura del aire y velocidad del viento. En este caso la radiación solar es computada internamente por el modelo, mediante la ecuación:

$$I = 0,65 * I_{imput}(1 - nubosidad)^2(1 - sombras)(1 - reflectancia) \quad (4.1)$$

Donde I es la radiación solar, I_{imput} es la radiación que depende de las condiciones del lugar. La nubosidad es un valor constante que depende del lugar tal como las sombras y la reflectancia que depende de la cantidad de nubes y la latitud solar en grados [Knightes et al., 2019]. En tal caso, para el I_{imput} de radiación solar el programa lo calcula internamente de acuerdo a la latitud y longitud del sitio variando por fecha y hora del día [Ambrose et al., 2017]. Para la nubosidad se utiliza la fracción de cobertura de nubes, la cual es considerada como valor único de 0,25 caracterizada como intermitente y para la reflectancia se utiliza un valor de 20 [Cornejo Fuentes, 2019].

4.2.4. Curvas de descarga

Para el coeficiente de Manning se considera un valor entregado por el INH, dicha clasificación alude a un cauce sin presencia de vegetación en el canal principal, con presencia de matorrales. El régimen considerado para crear las curvas de descargas es permanente, los caudales se extraen de la información obtenida a través de los puntos de monitoreo (ver Tabla 3.4). Se consideran los caudales medios mensuales asociados al periodo de estudio. El estudio hidráulico establece un régimen de escurrimiento supercrítico.

Las curvas de descarga se generan a partir de un ajuste gráfico potencial a la relación de caudal (Q) versus altura de escurrimiento (H) de cada perfil transversal empleado en el modelo HEC-RAS [Cornejo Fuentes, 2019]. Mediante la ecuación mostrada en la Figura 4.3 se puede obtener el valor de altura de escurrimiento para cualquier caudal, además muestra el correcto ajuste para los datos ploteados, con el valor del R^2 se puede observar que los datos se ajustan bien al ajuste potencial. En el Anexo B.1 se muestran las curvas de descarga para cada uno de los perfiles utilizados en la modelación.

Los perfiles transversales del modelo HEC-RAS tienen un espaciamiento de 99 metros, en la Figura 4.4 se observa un esquema conceptual en planta del modelo HEC-RAS.

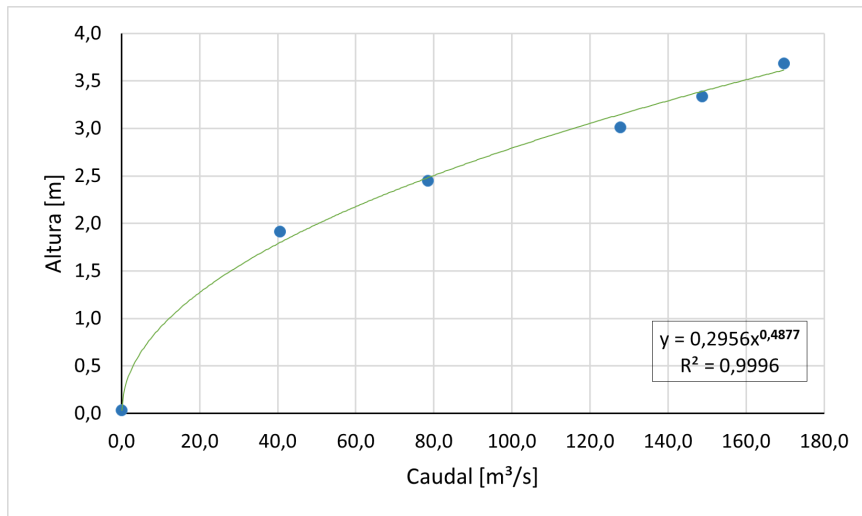


Figura 4.3: Ejemplo de curva de descarga para el perfil aguas arriba.

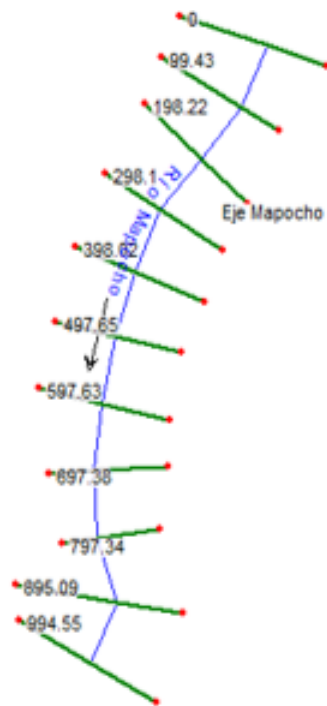


Figura 4.4: Esquema conceptual en planta del modelo HEC-RAS.

4.2.5. Constantes del modelo WASP

Las constantes del modelo corresponden a valores obtenidos de literatura, tal como se observa en la Tabla 4.2. Estos valores corresponden al PCB 180 que previamente ha sido seleccionado para la modelación, los datos presentados han sido ampliamente utilizados, como lo establece la literatura para el congénere PCB 180. En el Anexo C.2 se muestran los parámetros restantes utilizados en la modelación de la sección aguas arriba.

Tabla 4.2: Constantes usadas para la modelación mediante WASP.

Propiedades	Unidad	Valor	Referencia
Coefficiente de partición carbono orgánico	-	$3,89 \times 10^{06}$	[Mackay et al., 2014]
Coefficiente de partición octanol agua	-	$1,55 \times 10^{-02}$	
Masa molar (PCB-180)	g/mol	1988,96	
Solubilidad en agua	g/m ³	$2,70 \times 10^{-09}$	
Presión de vapor	Pa	$9,00 \times 10^{-01}$	[Kilic and Aral, 2009]
Vida media en agua	h	$2,4 \times 10^5$	[Mackay et al., 2014]
Vida media en sedimento	h	$3,3 \times 10^5$	[Ambrose et al., 2017]
Temperatura del sedimento	°C	25	
Velocidad de deposición seca atmosférica	m/h	7,2	[Mackay et al., 2014]
Tasa barrido (vol. aire por volumen lluvia)	-	200000	
Promedio de lluvia	m/año	0,92	
Emisiones y afluencia			
Descargas directas en el agua	kg/año	10	[Mackay et al., 2014]
Concentración química en la afluencia	ng/l	0,8	
Concentración química en aire	ng/m ³	6	

4.2.6. Condición de borde

En cuanto a la condición de borde para las principales variables del modelo se resumen en la Tabla 4.3. Para el caso del caudal y la temperatura del río Mapocho se selecciona el mes de septiembre de 2016, ya que en este periodo se encuentran los menores caudales y por lo tanto se espera que las concentraciones sean las más altas, para el caudal de la planta de tratamiento se escoge el valor de diseño entregado por Aguas Andinas.

Tabla 4.3: Condición de borde para las principales variables del modelo.

	Caudal (m^3/s)	Temperatura °C	Observación	Referencia
Río Mapocho	44,0	18,0	(Promedio sep-2016)	[DGA, 2019]
La Farfana	8,80	18,0	Valor de diseño	[Aguas Andinas, 2014]

Condición de borde para PCBs:

Al no contar con mediciones en sitio para la condición inicial de los PCBs, primeramente de la gama de los 209 congéneres se elige el congénere PCB 180, como se muestra en la sección 1.1.1, ya que este es uno de los congéneres más tóxicos y más común encontrados en las aguas residuales tratadas. Se realiza una búsqueda extensiva de valores del contaminante,

tomando en cuenta que las mediciones deben estar condicionadas a las características principales de la planta de tratamiento La Farfana, especialmente aquellas mediciones de plantas de tratamiento que tratan flujos de aguas municipales, la Tabla 1.2 muestra en resumen los valores de PCBs 180 en varias plantas de tratamiento en el mundo.

4.2.7. Condición inicial

Considerando el tiempo de simulación del modelo de calidad de aguas, se impone una condición inicial nula en todo el espacio para todas las variables de estado de dicho modelo. Es decir, las variables de estado son igual a 0 en $t = 0$. Esto se efectúa para que los resultados del modelo sean independientes de la condición inicial, pues ésta afecta los resultados para un tiempo menor que el tiempo de viaje del cauce.

Capítulo 5

Resultados

5.1. Coeficiente de dispersión efectivo

Mediante la ecuación 2.2 se encuentran manualmente los coeficientes de dispersión efectivos asociados a las secciones transversales en estudio, esto se logra con los valores de la Tabla 5.1, se supone un coeficiente de dispersión válido para flujos en canales abiertos, con baja intensidad de flujo de mezcla y además en condiciones hidráulicas muy similares al río Mapocho, como la velocidad media, la profundidad y ancho de la sección [Fisher et al., 1979]. Los resultados del coeficiente de dispersión para las secciones en estudio se muestran en la Tabla 5.2.

Tabla 5.1: Valores usados para el cálculo del coeficiente de dispersión efectivo

Parámetro	Valor	Unidad	Referencia
Numero de Manning (n)	0,04	$s/m^{1/3}$	[INH, 2014]
Coef. de dispersión (d)	7,80	m^2/s	[Fisher et al., 1979]
Ac. de la gravedad (g)	9,81	m/s^2	-
Velocidad ($ U $)	1,704	m/s	Este estudio

Tabla 5.2: Resultados del coeficiente de dispersión efectivo para las diferentes secciones transversales.

Segmento	Ancho (m)	Profundidad (m)	Rh (m)	Ex (m^2/s)
1	13,60	2,38	1,76	2,67
2	19,65	2,11	1,74	2,63
3	77,08	1,72	1,65	2,52
4	22,37	3,01	2,37	3,41
5	21,46	2,3	1,89	2,83
6	22,67	3,16	2,47	3,53
7	25,39	2,44	2,05	3,02
8	22,01	2,52	2,05	3,02
9	23,22	3,47	2,67	3,77
10	43,17	2,44	2,19	3,20

Los valores calculados para los coeficientes de dispersión varían del rango 2,5-3,8 m^2/s dichos valores se encuentran en los rangos típicos para este tipo de ríos, tal como los observados por [Fisher et al., 1979]. Si bien los factores varían de segmento a segmento, esto es debido a la geometría local.

5.2. Simulación de la condición de borde para valores de PCBs.

Tal como se menciona en la sección 4.2.7 es necesario realizar simulaciones de valores de PCBs, para obtener un valor esperado y cercano a la realidad de la planta de tratamiento La Farfana, esto se logra mediante las concentraciones encontradas para distintas plantas de tratamiento en el mundo (ver Tabla 1.2), la cual se denomina serie inicial. Se realizaron mil simulaciones Monte Carlo, haciendo un ajuste de distribución normal a los estadísticos de la muestra, con un nivel de confianza del 95 % ,del ajuste normal se obtienen los percentiles mostrados en la Tabla D.1. Además, en la Tabla 5.3 muestra los estadígrafos principales de las dos muestras analizadas, presentando la media de los datos, la desviación estándar, el coeficiente de asimetría, sesgo y además, los intervalos de confianza.

Tabla 5.3: Estadígrafos de las muestras: inicial y simulada

Serie	Inicial	Simulada
Media	5×10^{-05}	$1,7 \times 10^{-04}$
Desv. Estándar	1×10^{-04}	$1,4 \times 10^{-04}$
Coef. de asimetría	2,3	1,9
k	0,4	0,3
Min. I de C 95 %	6×10^{-06}	$1,3 \times 10^{-04}$
Max. I de C 95 %	9×10^{-05}	$5,5 \times 10^{-04}$

Debido a que se realiza un ajuste normal a los datos simulados, se deben analizar los datos muestreados mediante un test de bondad de ajuste. Se utiliza el test χ^2 , los detalles del test se pueden observar en el Anexo D.3. En la Tabla 5.4 se muestran los resultados del test para varios ajustes de datos entre ellos: Normal, Log-Normal, etc.,.

Tabla 5.4: Resultados del test de bondad de ajuste para la muestra simulada

Distribución	χ^2 Calculado	Nº Param.	u	χ^2 Límite	Observación
Normal	3,2	2	2	5,99	Aceptado
Log-Normal	#N/D	2	2	5,99	Rechazado
Pearson	0,82	3	1	3,84	Aceptado
Log-Pearson	#N/D	3	1	3,84	Rechazado
Gumbel	1,0	2	2	5,99	Aceptado

Del test de bondad de ajuste realizado se puede observar que la distribución normal, la distribución Pearson y Gumbel son las distribuciones aceptadas por dicho test; por lo tanto, la distribución utilizada para mostrar los datos es aceptada. La condición inicial a utilizar es el percentil P95, se puede observar que este valor se encuentra dentro de los intervalos

de confianza de la muestra simulada, además se reduce significativamente el sesgo de 0,4 a 0,3, por último se supone que este es el valor más probable basado en los datos existentes, condicionando las simulaciones para los diferentes escenarios, tomando en cuenta que no hay mediciones in situ del contaminante.

5.3. Simulación de valores de PCBs

Mediante el valor seleccionado de los percentiles se realizan las simulaciones del Modelo WASP para el escenario uno. Mediante las simulaciones del periodo se obtienen las características principales y concentraciones de los PCBs en el tramo de estudio, para el escenario uno. En la Figura 5.1 se muestra la distribución de los PCBs en la sección aguas abajo (o sección #10) en el tramo de estudio.

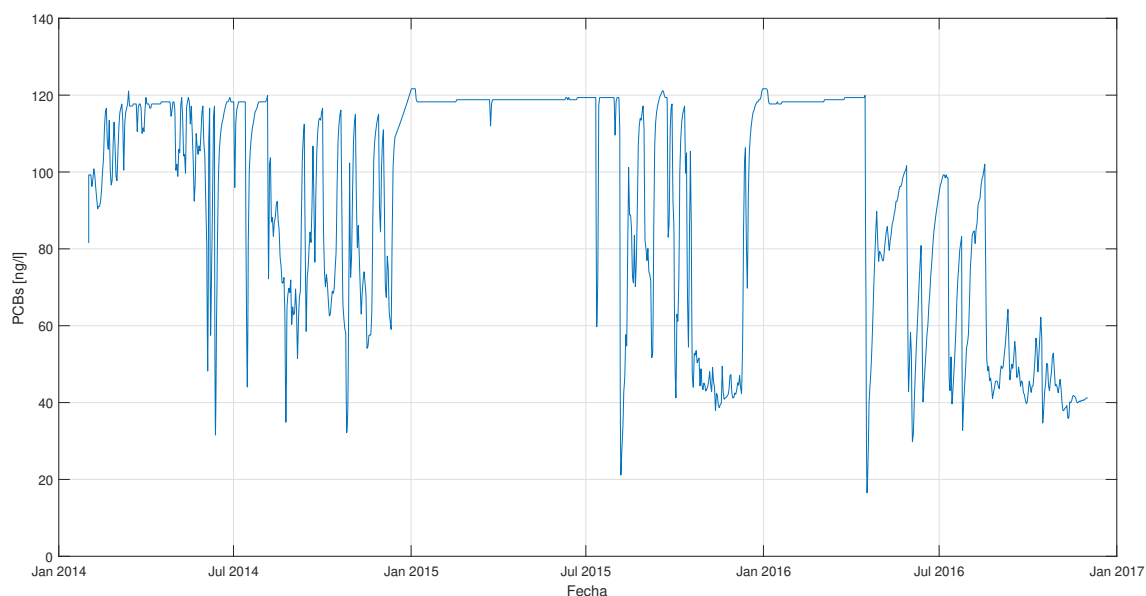


Figura 5.1: Distribución horaria de PCBs la columna de agua, correspondiente a la sección #10, para el periodo 01/01/2015 al 21/05/2017.

En el gráfico se puede observar la forma y temporalidad de los datos modelados en el periodo de estudio. Entre enero del 2015 a julio de 2015 se encuentra una tendencia similar, con aproximadamente 120 [ng/l] en la concentración de PCBs, este mismo patrón se repite desde enero del 2016 a mayo de 2016.

El ploteo de valores entre las concentraciones de PCBs y el caudal, muestra la importancia que tiene el caudal en el destino, transporte y movimiento de este contaminante. Si se observan los resultados obtenidos de las simulaciones, claramente existe una dependencia del caudal. Por lo tanto, la disminución del caudal simulado genera una mayor concentración de PCBs en la columna de agua.

Se encuentra que la mayor concentración obtenida en el periodo de simulación es de 120,0 [ng/l], el aporte de la planta de tratamiento es muy significativo en la acumulación de PCBs aguas abajo, ya que diariamente se perciben concentraciones y su acumulación puede provocar un mayor riesgo ambiental. Según Yao (2014), la gran variabilidad en los aportes a las concentraciones de PCBs de las plantas de tratamiento, es debido a que los procesos de tratamiento remueven cerca del 23,2% de las concentraciones iniciales, esta remoción puede considerarse indirecta [Yao et al., 2014].

El tiempo de residencia en segundos versus la longitud del tramo en estudio se ilustra en la Figura 5.2. Tal como se observa, los mayores tiempos de residencia se encuentran en el aporte de la planta de tratamiento con 121,0 [s] y 158,0 [s] a los 0,7 [kms]. Siendo este el mayor tiempo de residencia en el tramo de estudio. Al sobrepasar los 0,8 [kms] el tiempo de residencia esperado es de 90,0 [s]. En las secciones transversales de la Figura D.1, se puede observar que en el tramo correspondiente a los primeros 0,2 kms se observa una concentración de 92,92 [ng/l] este valor corresponde al aporte de la planta de tratamiento, el aporte constante de caudal no permite que dicha concentración permanezca estable y por lo tanto, se encuentre en constante movimiento en la dirección del flujo. Las concentraciones son parecidas pero no iguales en las siguientes secciones transversales, en la sección aguas abajo (sección #10) se puede observar la mayor concentración con un aporte de medio mensual de 93,4 [ng/l], este comportamiento es el esperado aguas abajo.

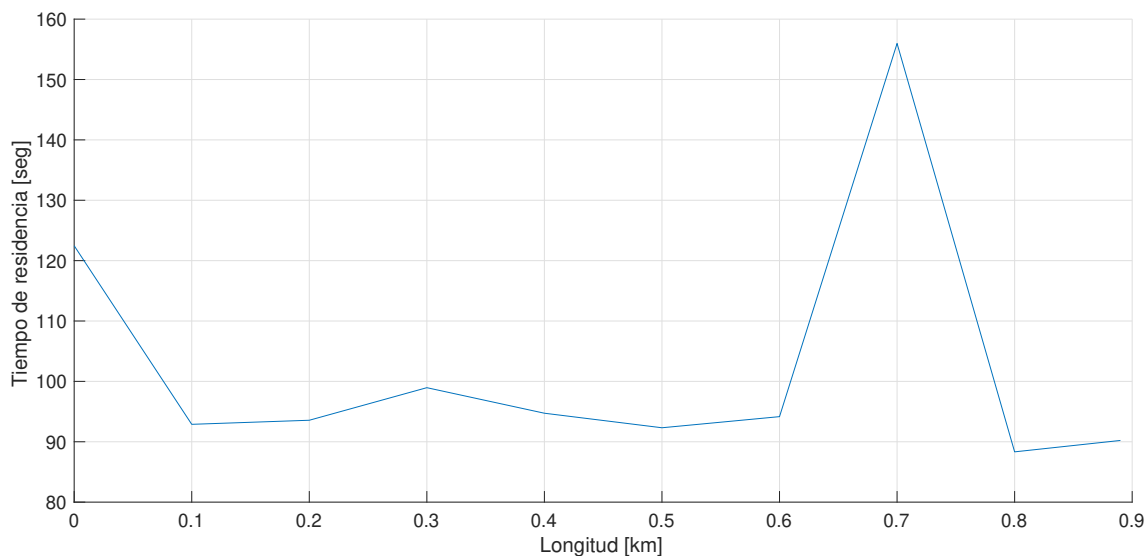


Figura 5.2: Distribución longitudinal del tiempo de residencia de PCBs en la columna de agua, para el periodo 01/01/2015 al 21/05/2017.

Por otro lado, el diagrama de caja de la Figura 5.3 muestra el tiempo de residencia de los valores de PCBs simulados en la columna de agua. Estos tiempos de residencia no sólo expresan el potencial de los químicos para establecer altas concentraciones, sino que también indican el tiempo que se requeriría para la eliminación sustancial de estos de los ecosistemas acuáticos [Mackay et al., 2014]. El mayor tiempo de residencia se encuentra en la sección #10 aguas abajo de la planta de tratamiento, corresponde un tiempo de residencia de 133,0

[s], y en promedio se mantiene un valor de 117,5 [s], este valor puede estar condicionado por la distancia de transporte de PCBs, además de los aportes y/o fluctuaciones que pueda presentar el caudal. Los valores de la barra roja representan los valores atípicos de la muestra y en este caso corresponden al 2,0 % de los datos simulados.

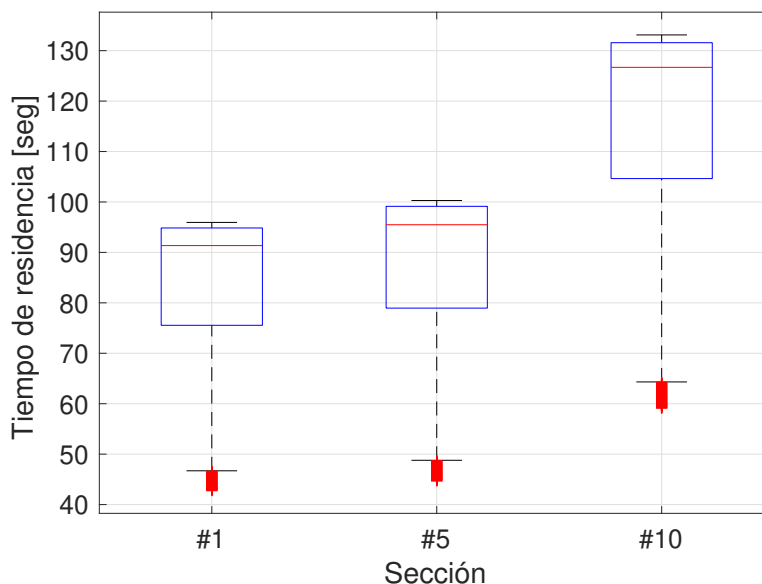


Figura 5.3: Diagrama de caja del tiempo de residencia de PCBs entre secciones, para el periodo 01/01/2015 al 21/05/2017.

Si bien los tiempos de residencia son cortos al tratarse de un contaminante altamente hidrófobo se espera que permanezcan en tiempos cortos en la columna de agua. Dichos tiempos de residencia son proporcionales a la distancia ya que el contaminante es capaz de viajar hasta en sitios donde no hay aporte directo y por lo tanto acumularse y posteriormente bioacumularse, la contribución en las concentraciones es pequeño, el aporte diario de PCBs acumulado es el de mayor significancia.

En la Tabla 5.5 se puede observar la probabilidad acumulada de la sección aguas abajo correspondiente al periodo de simulación, esta variable es calculada por medio del programa WASP.

La probabilidad acumulada es del rango 45,0-120,0 [ng/l] en la sección #10, esto se debe al aporte directo del caudal entregado por la planta de tratamiento, sin embargo el transporte a lo largo del tramo de estudio disminuye, tal como se observa en la Figura 5.5, se espera que de la concentración directa de la planta de tratamiento se reduzca significativamente en las diferentes secciones de estudio del río Mapocho.

Tabla 5.5: Probabilidad acumulada de la concentración de PCBs en la sección #10.

Probabilidad [%]	PCBs [ng/l]
10	45,0
20	56,0
30	76,0
40	90,0
50	109,0
60	115,0
70	118,0
80	119,0
90	119,5
100	120,0

5.4. Simulación de valores de PCBs para el periodo histórico

El segundo escenario de simulación corresponde al periodo histórico de caudal, el cual se muestra en la Figura 5.4, en este se muestra un diagrama de dispersión entre los valores de PCBs y el caudal medio diario de la serie histórica del caudal.

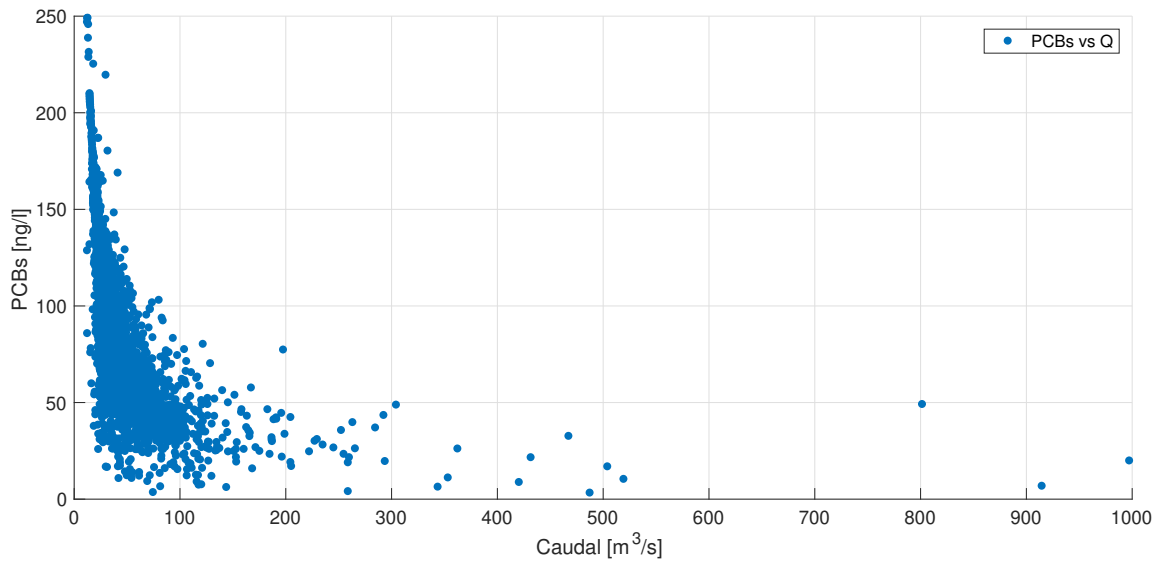


Figura 5.4: Diagrama de dispersión entre los PCBs y el caudal medio diario, correspondiente a la sección #10, para el periodo 01/01/1985 al 10/05/2016.

El gráfico de dispersión muestra una tendencia de mayor concentración en los caudales más pequeños, a priori, es mediante este gráfico que se puede conocer cualitativa y cuantitativamente el comportamiento de los PCBs frente al caudal. El valor máximo de concentración de PCBs corresponde a 249,0 [ng/l] para un caudal de 12,5 [m³/s], los valores más dispersos de concentración se muestran para los caudales máximos, tal es el caso del caudal equivalente a 997,6 [m³/s] con una concentración aproximada de 3,1 [ng/l]. En la Tabla 5.6 se muestran

los principales estadígrafos de la muestra tanto para el caudal, como para los PCBs.

Tabla 5.6: Estadígrafos de la simulación de PCBs medios diarios para el periodo histórico

	Q [m ³ /s]	PCBs [ng/l]
Mínimo	12,5	3,1
Máximo	997,6	249,0
Media	43,35	73,2
Mediana	39,4	79,4
Desvesta	27,0	29,5

Es necesario observar la distribución media mensual de los PCBs y el caudal en la zona de estudio, en la Figura 5.5 se muestra la variación mensual para los PCBs y en la Figura 5.6, muestra la variación mensual del caudal histórico para la sección aguas abajo o sección #10. Se puede observar la variabilidad de los datos obtenidos, la media mensual para los PCBs es 73,2 [ng/l] y, en los meses de invierno: julio, agosto y septiembre las concentraciones tienden a ser menores con respecto al resto de meses, y las mayores concentraciones en el mes de noviembre. El aumento en las concentraciones, se asocia a la disminución del caudal, tal como se observa en el gráfico de dispersión de la Figura 5.4, hay una tendencia de los valores chicos de caudal presenten mayores concentraciones de PCBs.

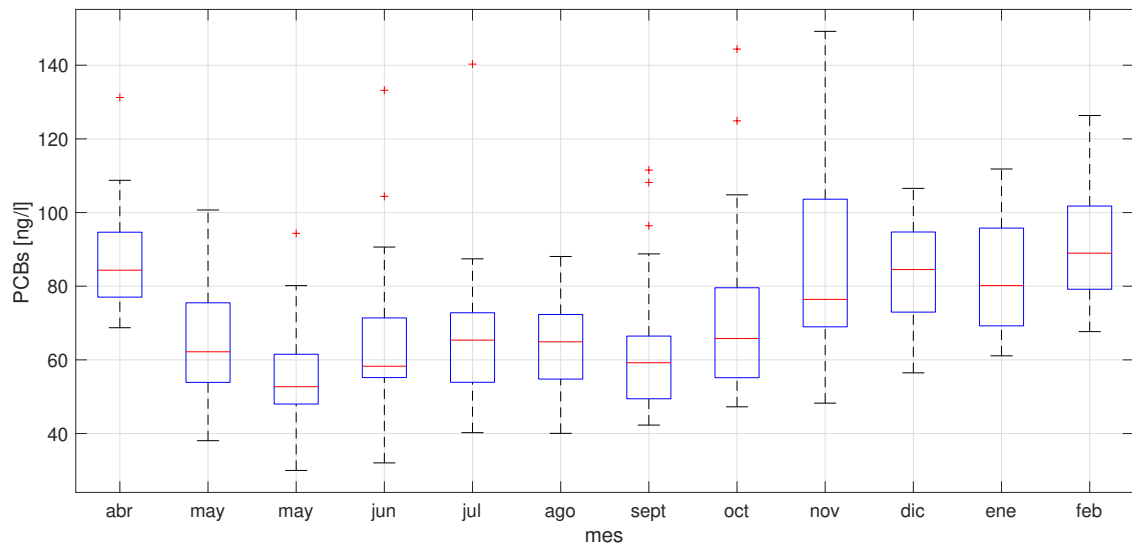


Figura 5.5: Diagrama de caja de la variación mensual de PCBs, correspondiente a la sección #10, para el periodo histórico 01/01/1985 al 10/05/2016.

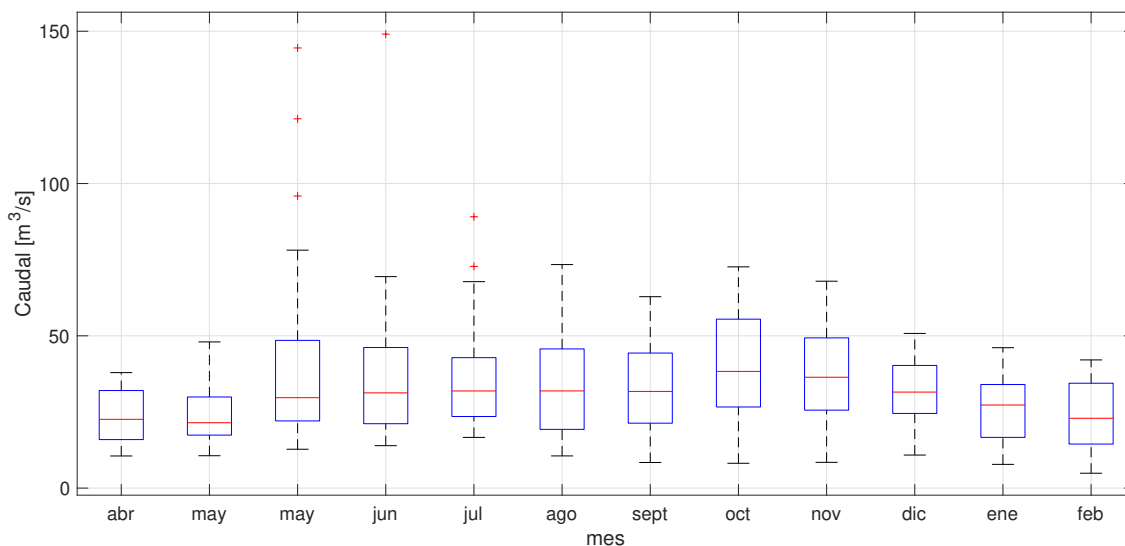


Figura 5.6: Diagrama de caja de la variación mensual de caudal, correspondiente a la sección #10, para el periodo histórico 01/01/1985 al 10/05/2016.

Según la clasificación realizada a los PCBs por el Programa Internacional de Seguridad Química en 1993 para ríos, lagos y estuarios, se pueden dividir en tres grupos: el primero corresponde a las aguas dulces no contaminadas, estas pueden contener menos de 5 [ng/l] de PCBs, el segundo grupo corresponden los moderadamente contaminados para una concentración de 50 [ng/l] de PCBs y finalmente el tercer grupo con 500 [ng/l] de PCBs se consideran altamente contaminados [IPCS, 1993]. En este caso de estudio, se puede clasificar en el segundo grupo, ya que el promedio obtenido fue de 73,2 [ng/l] por lo tanto el effluente se considera moderadamente contaminado.

Por otro lado, en la Tabla 5.7 se muestran la probabilidad acumulada de los PCBs para el periodo histórico.

Tabla 5.7: Probabilidad acumulada de la concentración de PCBs en la sección #10.

Probabilidad [%]	PCBs [ng/l]
10	50,0
20	52,0
30	53,0
40	54,0
50	56,0
60	58,0
70	100,0
80	115,0
90	135,0
100	140,0

La probabilidad acumulada es del rango 50,0-140,0 [ng/l] en la sección #10, comparando

estos resultados con los de la Tabla 5.5, para este escenario la probabilidad es ligeramente mayor. Tal es el caso de la probabilidad 90 % para el escenario la concentración asociada es de 119,5 [ng/l], y en el periodo histórico aumentó a 135,0 [ng/l] lo que representa un 11 % mayor. Estos aumentos pueden deberse la gran variabilidad de datos de caudal y la incertidumbre asociada de los datos. En cuanto a los tiempos de residencia para el periodo histórico, la Tabla 5.8 resume los estadígrafos para la secciones #1, #5 y #10.

Tabla 5.8: Estadígrafos para el tiempo de residencia de los PCBs en el periodo histórico.

	#1	#5	#10
Máximo	214,6	123,2	163,8
Mínimo	17,6	21,1	27,9
Media	75,96	78,37	103,9
Desvesta	17,63	12,42	16,6

Si bien, anteriormente se mencionó que existe una dependencia del caudal con respecto a las concentraciones, es preciso estudiar el comportamiento que tiene dicho caudal bajo escenarios de cambio climático, ya que diversos estudios señalan una disminución en las precipitaciones y un aumento en la temperatura, por lo tanto más adelante se realiza un análisis de este tipo de escenarios.

5.5. Factor de escala

Como se menciona en la sección 2.3.2, el factor de escala corresponde a la incidencia e impacto que tiene cada variable en la estimación de las simulaciones de concentraciones de PCBs. Para poder observar de una mejor manera el factor de escala se decide convertirlo en porcentaje (100 %). En la Tabla 5.9 resume los resultados obtenidos para los parámetros asociados a la simulación.

Tabla 5.9: Factor de escala de los parámetros utilizados en la simulación de concentraciones de PCBs.

Parámetro	Factor de escala	%
Temperatura del agua	10	4,72
Temperatura del aire	11	5,19
Radiación solar	12	5,66
Vida media en agua	13	6,13
Velocidad del viento	20	9,43
Coefficiente de partición química	49	23,11
Velocidad del agua	27	12,74
Velocidad de asentamiento	30	14,15
Total	212	100

Como se puede observar los parámetros de mayor incidencia son: el coeficiente de partición química y la velocidad de asentamiento, con un 23,11 % y 14,15 % respectivamente. El coeficiente de partición química incide en la cinética de la reacción de los PCBs, la forma en que el contaminante se distribuye en la columna de agua y el tiempo de residencia del mismo.

En este caso conjuntamente con el caudal condicionan la contribución de PCBs a lo largo del tramo en estudio, tal como se mencionó en la sección anterior los PCBs son altamente hidrófobos, es por esta razón la importancia de estos dos parámetros.

5.6. Legislación internacional sobre emisión de PCBs

Tal como se mencionó en la sección 1.2.6, si bien Chile está ratificado del convenio de Estocolmo y solo existe una guía de criterios límite para PCBs, es importante realizar una comparación con normativa internacional que regule los efluentes, y que éste sea la primera aproximación de normativa en el país. Sin embargo, los criterios de la legislación para compuestos orgánicos como los PCBs, que pueden introducirse en cuerpos de agua a través de su presencia en aguas residuales tratadas, aún no son suficientes para monitorear y proteger adecuadamente los ecosistemas acuáticos [Kiedrzyńska et al., 2017]. Con respecto a la normativa figuran los países mostrados en la Tabla 5.10, con los cuales se compara los resultados obtenidos de las simulaciones.

Tabla 5.10: Legislación internacional sobre emisión de PCBs en descargas de agua tratada.

Compuesto	Unidad	Concentración	País	Referencia
PCBs	ng/l	500,0	EE.UU.	[CFR, 2013]
PCBs	ng/l	24,0	Italia	[Rodriguez et al., 2008]
PCBs	ng/l	0,015	Australia	[Rodriguez et al., 2008]
PCBs	ng/l	0,01	Tasmania-Australia	[Rodriguez et al., 2008]
PCBs	ng/l	3000,0	China	[MEP, 2017]

Como se puede observar en la Tabla 5.10 la legislación internacional es sumamente variada en cuanto a los límites de descarga permitidos. En este caso se utiliza la normativa de EE.UU. ya que cuenta con un reglamento extenso y de prohibiciones para PCBs. Analizando el promedio de PCBs simulados de la Figura 5.4 se obtiene que dicho promedio es los 73,2 [ng/l], por lo tanto este valor estaría dentro de la normativa, no excediendo dicha concentración. Por otro lado, analizando los valores proporcionados en la Tabla 1.4, se puede indagar que los PCBs simulados estarían excediendo el valor de contacto límite, además se pueden clasificar como “calidad regular”.

Capítulo 6

Escenarios de cambio climático

6.1. Proyección del caudal de la planta de tratamiento

Mediante el informe: Informe N 2: Construcción de escenarios de usos de suelos futuros de la cuenca del Maipo. Proyecto MAPA: Maipo Plan de Adaptación, se obtiene la información de la proyección de la población para el año 2059. La proyección de las descargas de la de la planta se hace a partir del porcentaje de saneamiento de la población, manteniendo este porcentaje constante en el tiempo de simulación. Suponiendo además, una dotación de 218,0 (litros/hab/día), se obtiene finalmente el caudal proyectado para la planta de tratamiento La Farfana. En la Tabla 6.1 se observan los resultados obtenidos de la proyección.

Tabla 6.1: Proyección de la población saneada y caudal proyectado de la planta de Tratamiento La Farfana.

Año	Población proyectada	Población saneada	Dotación	Q (m^3/s)
2010	6.883.563	3.491.489	218,0	8,81
2050	8.600.000	3.870.000	218,0	9,76
2059	9.100.000	4.095.000	218,0	10,33

El caudal a utilizar corresponde a $9,76 m^3/s$ este valor es utilizado como la nueva condición de borde para las simulaciones de cambio climático.

6.2. Resultados

6.2.1. Simulaciones de series sintéticas de caudal

Se simulan los caudales medios mensuales mediante el método no paramétrico K -NN, los resultados se muestran en la Figura 6.1, en la cual se plotean los resultados obtenidos de dichas simulaciones, esta figura representa una de las simulaciones obtenidas del modelo, en

el Anexo E.1. se muestra un gráfico con las 500 series sintéticas simuladas. Además, en la Figura 6.2 se muestra el diagrama de caja de la variación media mensual de los caudales.

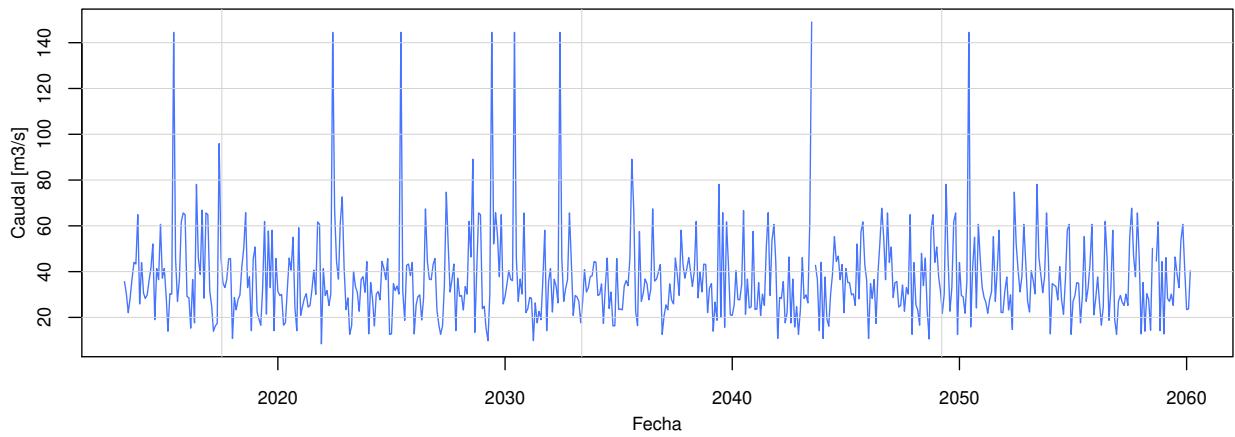


Figura 6.1: Serie sintética de caudales medios mensuales obtenida del método no paramétrico *K*-NN, para el periodo 01/04/2016 al 01/03/2059.

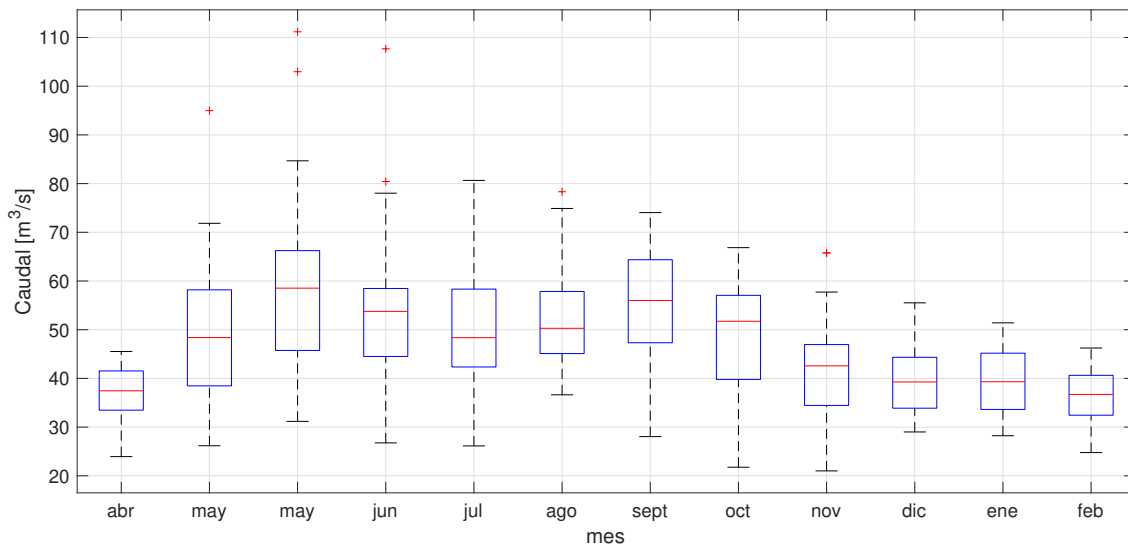


Figura 6.2: Diagrama de caja de la variación mensual de caudal, para el periodo futuro 01/04/2016 al 01/03/2059.

Como se puede observar, las series sintéticas mostradas en el diagrama de caja se reproducen de manera similar con respecto a la serie histórica (ver Figura 5.6), con un bajo porcentaje de datos atípicos. Con el fin de comparar la capacidad del método de simular los valores de la serie histórica, en la Tabla 6.2 se presentan los principales estadígrafos de ambas series.

Tabla 6.2: Comparación de los principales estadígrafos de la serie histórica y la series sintéticas de caudal medio mensual.

Tiempo de simulación	Q [m ³ /s]				
	Min.	Media	Max.	Desvesta.	Coef. asim.
Histórico	20,8	43,4	149,1	18,3	2,1
Futuro	12,5	32,8	111,2	13,4	1,1
% Diferencia	-66 %	-32 %	-34 %	-37 %	-91 %

El método es capaz de representar la serie histórica simulada hacia el futuro cercano. Los mayores flujos simulados se ubican en los meses de mayo, junio, julio y julio, mostrando un bajo porcentaje de datos atípicos, tal como se menciona anteriormente. El signo negativo de los porcentajes de diferencia demuestran una disminución, con respecto a la simulación histórica. Los estadísticos de caudal máximo, media y desviación estándar se simulan razonablemente bien durante la mayor parte de los meses, representando un -34 %, -32 % y -37 % respectivamente. En el caso del caudal mínimo de los datos en el periodo futuro se simulan con un -66 % de diferencia con respecto a la media de la serie histórica, en el caso del coeficiente de asimetría es el que presenta la mayor diferencia con un -91 % de los meses y años simulados. Con lo cual se comprueba que los datos muestreados están acorde a los valores de la serie histórica y son capaces de representar el futuro cercano de caudal.

6.2.2. Simulación de valores de PCBs en la columna de agua

El tercer escenario de simulación corresponde al periodo futuro, la Figura 6.3 representa los resultados de la evaluación del modelo WASP para el período 01/04/2016 hasta 01/03/2059.

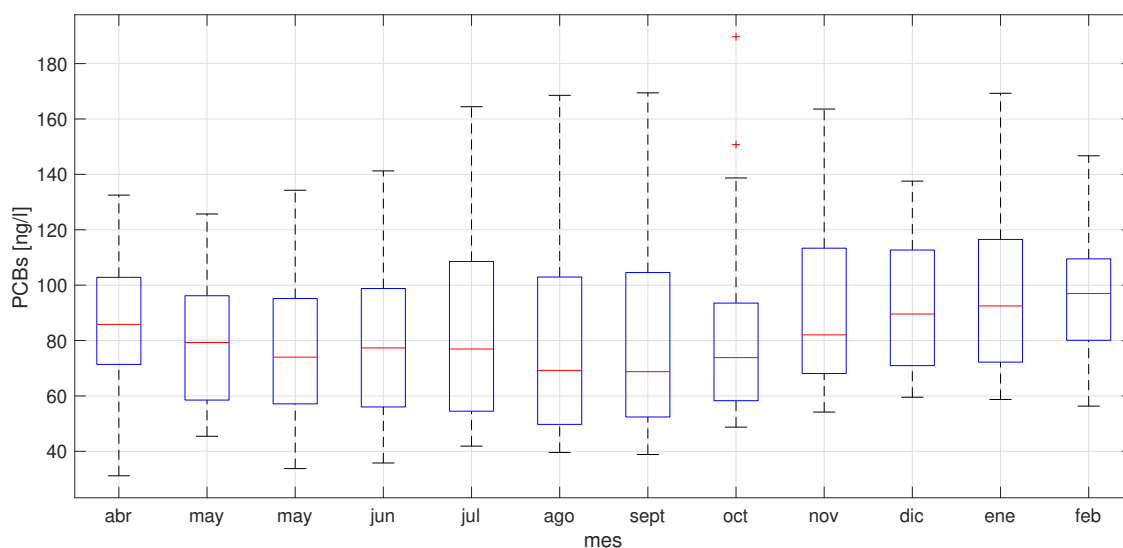


Figura 6.3: Diagrama de caja de la variación mensual de PCBs simulados correspondiente a la sección #10, para el período 01/04/2016 hasta 01/03/2059.

Con la representación de la variación mensual de los PCBs en el futuro cercano, se muestra la clara contribución de la planta de tratamiento y el caudal del río Mapocho, dichas variacio-

nes se mantienen cambiantes en el periodo de simulación. Los meses de: agosto, septiembre, noviembre y enero son los que muestran las mayores concentraciones medias mensuales, un comportamiento típico de los PCBs, asociado además, con los caudales más bajos como se muestra en la Figura 6.2. Si bien las concentraciones no son alarmantes, claramente es significativo el aporte mensual de este contaminante.

Para tal caso, la media de los valores simulados es 85,6 [ng/l], con esta media el efluente se considera moderadamente contaminado, esta clasificación se describe en el capítulo anterior. Es importante señalar que de la simulaciones obtenidas se encontró que el mes de julio y agosto del año 2029 las concentraciones aumentaron en un 59,27 % y 75,36 % respectivamente, este porcentaje se calcula con respecto a la media registrada en el tiempo de simulación. El máximo y mínimo valor para los PCBs simulados para la sección #10 es de 189,7 [ng/l] y 31,2 [ng/l] respectivamente. El valor mínimo registrado corresponde al mes de junio y la concentración máxima, corresponde al mes de diciembre dicho mes es considerado como seco, este valor está sobre los estadísticos de toda la muestra. La incertidumbre es clave en la temporalidad de los datos, debido a que a las simulaciones son representaciones de una realidad compleja y se asocia también a las simulaciones de periodos largos de tiempo. En la Tabla 6.3 se muestran los principales estadígrafos de los PCBs y caudal simulado.

Tabla 6.3: Estadígrafos de la simulación de PCBs medios mensuales para el periodo futuro.

	Q [m ³ /s]	PCBs [ng/l]
Min.	12,5	31,2
Max.	111,2	189,7
Media	32,8	85,6
Mediana	30,1	80,3
Desvesta.	13,4	29,7

La Figura 6.4 representa la variación del tiempo de residencia de los PCBs en la columna de agua, en una comparación entre secciones, para este caso la sección #1, #5 y la sección #10. Dicha figura muestra la media, mínimo, máximo y el rango intercuartílico de la muestra. La sección aguas abajo (sección #10) presenta un mayor tiempo de residencia con un valor mínimo y máximo de 65,7- 128,2 [seg] respectivamente, el promedio de la simulación futura corresponde a 80,6 [seg]. Por lo tanto, este valor representa el potencial de establecer altas concentraciones aguas abajo.

Es importante mencionar que los PCBs tienen una tendencia de aumento significativo en el tiempo, pues estas condiciones parecen mantenerse a lo largo de los años y la acumulación temporal es sumamente importante porque es la que puede causar daños a largo plazo, perjudicando a los cuerpos superficiales de agua. Los cambios previstos en la temperatura y el pronóstico de la precipitación en el clima de la zona de estudio tuvieron una influencia modesta en el destino de los PCBs en el modelo, el resultado más significativo fue un aporte a lo largo de los años y este debe ser el de principal interés en los estudios posteriores.

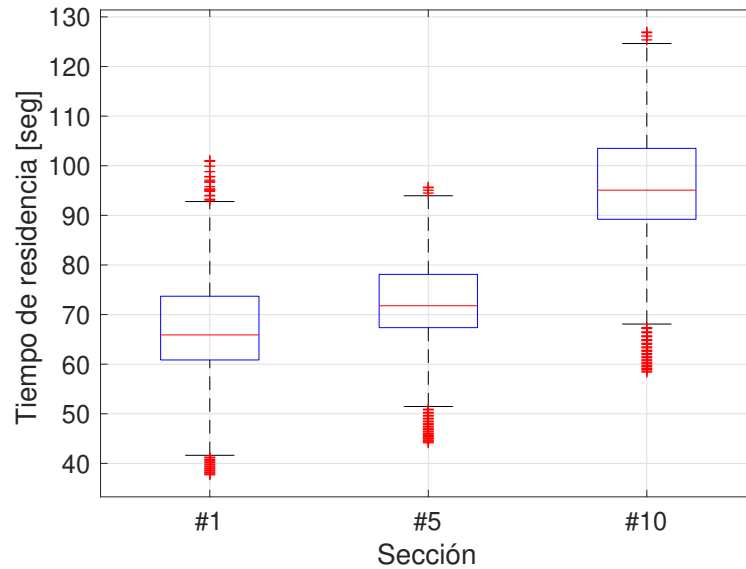


Figura 6.4: Distribución longitudinal del tiempo de residencia de PCBs en la columna de agua, correspondiente al periodo 2016 al 2059, como escenario de cambio climático.

6.3. Comparación entre periodos de simulación

De los datos simulados para el periodo histórico correspondiente a: 01/01/1985 al 10/05/2016 y el periodo futuro correspondiente a 01/04/2016 al 01/03/2059, se presenta en la Tabla 6.4 una comparación entre dichos periodos mediante un porcentaje llamado % Diferencia, estos porcentajes se obtienen de la diferencia entre los dos periodos mencionados para cinco valores: el mínimo, media, máximo, desviación estándar y coeficiente de asimetría de cada periodo, con el fin de poder observar si los datos en el periodo futuro se simula de manera correcta, para las concentraciones de PCBs en la columna de agua, el caudal y el tiempo de residencia.

Tabla 6.4: Comparación de estadígrafos medios mensuales simulados para los periodos presente y futuro.

Simulación	PCBs [ng/l]					Q [m ³ /s]				
	Min.	Media	Max.	Desvesta	Coef. asim.	Min.	Media	Max.	Desvesta	Coef. asim.
Histórico	29,9	73,2	149,2	20,5	0,8	20,77	43,36	149,1	18,29	2,1
Futuro	31,17	85,6	189,7	29,7	0,6	12,5	32,8	111,2	13,38	1,1
% Diferencia	4 %	14 %	21 %	31 %	-33 %	-66 %	-32 %	-34 %	-37 %	-91 %

Tiempo de Residencia. [s]				
Min.	Media	Max.	Desvesta	Coef. asim.
27,9	98,1	163,8	16,54	0,42
58,4	103,88	174,38	12,2	0,44
52 %	6 %	6 %	-36 %	5 %

Comparando los estadígrafos de la simulación futuro se puede observar que el modelo si es capaz de representar y reproducir la serie histórica. En general la media, los máximos, mínimos y la desviación estándar mantienen un porcentaje bajo de diferencia entre ambos periodos, lo cual es bueno tomando en cuenta que son periodos de más de 30 años. El estadístico con los porcentajes más altos es el coeficiente de asimetría. De los porcentajes entre cada periodo de simulación el mayor porcentaje en diferencia para valores de PCBs, corresponde al coeficiente de asimetría con un -33% y para la desviación estándar esta aumentó un 31%. El mínimo, la media y el máximo aumentaron 4%, 14% y 21% respectivamente. Por lo tanto, se puede observar que los PCBs tienen una tendencia de aumento modesta en el futuro cercano. Para el caudal se puede observar que los porcentajes se han disminuido considerablemente en el futuro. La media de los datos se redujo un -32% con respecto a la serie histórica. Finalmente, como los PCBs en la columna de agua, el tiempo de residencia tienen un aumento modesto en la simulación futura, con un 6% de aumento. Estos valores mantienen una buena tendencia de ajuste de los datos. En general, los datos muestreados presentan una buena calidad entre ambos periodos, sin embargo es necesario recalcar que la incertidumbre en los datos es mayor cuando los tiempos de simulación son muy grandes.

6.4. Legislación internacional sobre emisión de PCBs

En cuanto a la comparación con la legislación internacional tal como se menciona en la sección 5.6, aún falta una normativa rigurosa sobre este contaminante y específicamente de los congéneres 180. En la Tabla 5.10 se muestra una recopilación de normativa mundial, en cuanto al promedio de PCBs simulados de la Figura 6.3 se obtiene que dicho promedio es 85,6 [ng/l], por lo tanto este valor estaría dentro de la normativa, esta diferencia es significativamente mayor al promedio de la simulación de periodo presente. Por otro lado, analizando los valores proporcionados en la Tabla 1.4, se puede indagar que los PCBs simulados estarían excediendo el valor de contacto límite, además se pueden clasificar como “calidad regular”.

Capítulo 7

Conclusiones y recomendaciones

El objetivo de esta tesis fue implementar un modelo de calidad del agua para evaluar las contribuciones de la planta de tratamiento a las concentraciones de PCBs en el río Mapocho, logrado mediante la caracterización de variables hidrológicas y de calidad de agua. Este modelo debe ser capaz de ser un apoyo en la predicción de los efectos y la movilidad de los PCBs. Después del proceso de la implementación del modelo se realizó una serie de simulaciones que incluyen escenarios de cambio climático. A partir de este análisis se presentan las conclusiones y recomendaciones.

7.1. Conclusiones

Mediante el estudio de la compleja interacción de las propiedades físico-químicas, las dimensiones relativas del tramo de estudio, la hidráulica y la hidrología de la zona, la planta de tratamiento La Farfana es una fuente importante de contribución de PCBs, se logró determinar que el aporte medio mensual es de aproximadamente 93,4 [ng/] correspondiente al escenario uno (enero-2015 a mayo 2017) y 73,3 [ng/] para el escenario dos (periodo histórico), esta contribución se atribuye al aporte del caudal entregado por la planta de tratamiento y además, al caudal del río Mapocho. Al observar los tiempos de residencia estos están acorde con los tiempos para un contaminante hidrófobo, y como es de esperar la acumulación en mayor aguas abajo (sección #10), ya que la gran parte de los PCBs prefieren otras fases, con valor medio mensual de 103,8 [seg] para el escenario uno y 98,1 [seg] para el periodo histórico, estos valores están entre los rangos reportados por Mackay et. al., 2014 [Mackay et al., 2014]. Por lo tanto, se concluye que estos tiempos de residencia no solo expresan el potencial de los químicos para establecer altas concentraciones, sino que también indican el tiempo que se requeriría para la eliminación sustancial de estos de los ecosistemas acuáticos, que está asociado con las variaciones del caudal.

De la revisión literaria de modelos estudiados se determinó que el modelo WASP es un software que es capaz de representar las principales procesos de interacción de los PCBs en la columna de agua, incluyendo la hidráulica, el transporte a larga distancia, y principalmente la compleja interacción química con el agua, al ser un contaminante hidrófobo la representación no se logra fácilmente con otros modelos de calidad del agua. Es importante mencionar que

se logró encontrar la dependencia que tiene este contaminante con el caudal, siendo éste la principal variable encargada del transporte y la interacción en la columna de agua. El modelo implementado es capaz de representar y simular la distribución de los PCBs en la columna de agua, permitiendo estudiar la movilidad de estos tanto espacial como temporalmente.

Mediante el acoplamiento de los modelos matemáticos HEC-RAS y WASP se logró establecer la incorporación de la componente hidráulica, hidrológica y química del contaminante. Una limitante de los modelos utilizados es, la interacción entre los procesos internos más complejos y difíciles de representar individualmente por estos. La simplificación de dichos procesos hacen que se tenga una mejor comprensión de tal realidad tan compleja, reduciendo la incertidumbre de los datos simulados.

Según el análisis con la legislación internacional, es posible concluir que no hay un consenso de normativa aún en los países que los PCBs están normados, pues las concentraciones de descargas permitidas son muy variables y, de las normativas encontradas, la de EE.UU. es la más rigurosa en cuanto a este contaminante, y es con la cual se compararon los datos en este estudio. Según la normativa chilena, no es posible tener un punto de comparación con los datos encontrados en la modelación pues no hay normativa vigente de regulación. Sin embargo, con este estudio se entrega una aproximación de las posibles concentraciones, y que además, pueden ser tomadas en cuenta para futuros estudios de implementación de normativa. Por último, según la clasificación del Programa Internacional de Seguridad Química, el effluente se puede clasificar como: moderadamente contaminado.

En el caso de los escenarios de cambio climático el método no paramétrico K -NN, fue capaz de reproducir de manera similar las series sintéticas de caudal en el futuro cercano hasta el año 2059. La media de los datos históricos corresponde a 43,36 [m³/s], mientras que la del periodo futuro 32,8 [m³/s] el porcentaje asociado a este estadígrafo es el más bajo con respecto al máximo, mínimo y al coeficiente de asimetría de los datos. En el caso de los valores máximos y mínimos se simulan razonablemente bien durante la mayor parte de los meses, mientras que el coeficiente de asimetría se conserva de manera correcta en el periodo de simulación. Al evaluar las series sintéticas en el modelo WASP, la contribución media mensual de la planta de tratamiento y el caudal del río Mapocho es de 73,2 [ng/l] para el periodo histórico y 85,6 [ng/l] para el periodo futuro, esto representa un 14% con respecto al periodo histórico. Si bien las concentraciones no son alarmantes, es importante mencionar que los aportes no se reducen temporalmente, tomando en cuenta además que los periodos de tiempo son extensos (series hidrológicas +30 años) esto reduce la incertidumbre, sin embargo, los aportes son muy significativos ya que la acumulación diaria es la potencial contaminación para la zona, esto se puede comprobar con el tiempo de residencia aumenta significativamente un 6% para el periodo futuro, lo cual genera impactos negativos al ecosistema. Esta es la primera aproximación de contribución de PCBs, con la cual se concluye que el modelo de calidad del agua es capaz de simular una respuesta histórica, presente y futura para este tipo de contaminantes.

7.2. Recomendaciones

Con respecto a los diferentes escenarios simulados, se recomienda incorporar muestreos y zonas de vigilancia para poder realizar comparaciones con datos del sitio. Además, es de esta forma que se podría establecer que el agua esté apta para el riego y otros usos que actualmente se dan, además, incorporar la componente de la precipitación para poder conocer el efecto que esta pueda tener en la contribución de concentraciones de PCBs.

Para lograr utilizar completamente las capacidades del modelo de calidad del agua, es necesario implementarlo en otra zona de estudio. Esta debe, al menos, poseer una mayor cantidad de secciones transversales, fuentes de aguas servidas y un menor tiempo de viaje. Esto último se traduce en que la componente reactiva de la ecuación de continuidad de las variables de calidad de agua tendrá un mayor tiempo de retención el cual le permitirá ejercer acción con respecto a la advección y dispersión, pues en el caso de estudio dominan estas últimas.

Se recomienda en futuros estudios incluir la modelación de los sedimentos y de esta manera poder observar el comportamiento que tienen en la transformación y el movimiento a lo largo del cauce. Se recomienda además agregar más secciones transversales y de esta forma observar si el comportamiento y los tiempos de residencia del contaminante son mayores o decrecen a mayores distancias.

Bibliografía

- Ambrose, B. R., and Wool, T. A. (2017). *WASP8 Stream Transport - Model Theory and User 's Guide Supplement to Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) User Documentation*. US Environmental Protection Agency.
- Bahadur, R., Amstutz, D. E., and Samuels, W. B. (2013). Water Contamination Modeling—A Review of the State of the Science. *Journal of Water Resource and Protection*, 05(02):142–155.
- Balasubramani, A., Howell, N. L., and Rifai, H. S. (2014). Polychlorinated biphenyls (PCBs) in industrial and municipal effluents: Concentrations, congener profiles, and partitioning onto particulates and organic carbon. *Science of the Total Environment*, 473-474:702–713.
- Biblioteca del Congreso Nacional de Chile (2014). Establece Normas de Calidad Primaria para las Agua Continentales Superficiales Aptas para Actividades de Recreación con Contacto Directo. <https://www.leychile.cl/N?i=288386&f=2009-03-27&p=>.
- Blanchard, M., Teil, M. J., Ollivon, D., Legenti, L., and Chevreuil, M. (2004). Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorobiphenyls in wastewaters and sewage sludges from the Paris area (France). *Environmental Research*, 95(2):184–197.
- Briss, F.-J., Garnaud, S., and Thevenot, D. R. (1999). A street deposit sampling method for metal and hydrocarbon.pdf. pages 211–220.
- CFR (2013). *Code of Federal Regulations, Title 40, Protection of Environment, Pt. 700-789, Revised as of July 1, 2013*, volume 40. Published by the Office of the Federal Register Archives and Records Administration as a Special Edition of the Federal Register.
- CONAMA (2004). Guía para el establecimiento de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental. pages 1–18.
- CONAMA (2010). Plan Nacional de Implementación para la Gestión de los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs) en Chile. pages 2006–2010.
- Cornejo Fuentes, M. G. (2019). *Modelación numérica de calidad de aguas en un río de alta montaña con componente de drenaje ácido natural y efecto antrópico. Caso de estudio: Cuenca río Mapocho Alto*. Master's thesis, Universidad de Chile.
- (CR)2 (2018). Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)2 (FONDAP 15110009).

www.cr2.cl, urldate = 17 de julio 2020.

- Díaz Lozadaa, J., García, C., Herrero, H., Romagnoli, M., and Cossavella, A. (2015). Estimación del coeficiente de dispersión longitudinal en ríos de la región central de Argentina utilizando ADCP. *Ribagua*, 2(1):26–37.
- Fisher, H. B., List, E. J., Koh, R. C., Imberger, J., and Brooks, N. H. (1979). *Mixing in Rivers*. Elsevier.
- Gioia, R., Akindele, A. J., Adebusoye, S. A., Asante, K. A., Tanabe, S., Buekens, A., and Sasco, A. J. (2014). Polychlorinated biphenyls (PCBs) in Africa: A review of environmental levels. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(10):6278–6289.
- IPCS (2003). Polychlorinated Biphenyls: Human Health Aspects. <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad55.htm>.
- IPCS, I. P. o. C. S. (1993). Polychlorinated biphenyls and terphenyls (second edition). <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc140.htm#4.1.1.2>, urldate = 13 de julio 2020.
- Jing, R., Fusi, S., Chan, A., Capozzi, S., and Kjellerup, B. V. (2019). Distribution of polychlorinated biphenyls in effluent from a large municipal wastewater treatment plant: Potential for bioremediation? *Journal of Environmental Sciences (China)*, 78(2014):42–52.
- Katsoyiannis, A. and Samara, C. (2004). Persistent organic pollutants (POPs) in the sewage treatment plant of Thessaloniki, northern Greece: Occurrence and removal. *Water Research*, 38(11):2685–2698.
- Kiedrzyńska, E., Urbaniak, M., Kiedrzyński, M., Józwick, A., Bednarek, A., Gaęała, I., and Zalewski, M. (2017). The use of a hybrid Sequential Biofiltration System for the improvement of nutrient removal and PCB control in municipal wastewater. *Scientific Reports*, 7(1):1–14.
- Kilic, S. G. and Aral, M. M. (2009). A fugacity based continuous and dynamic fate and transport model for river networks and its application to Altamaha River. *Science of the Total Environment*, 407(12):3855–3866.
- Knightes, C. D., Ambrose, R. B., Avant, B., Han, Y., Acrey, B., Bouchard, D. C., Zepp, R., and Wool, T. (2019). Modeling framework for simulating concentrations of solute chemicals, nanoparticles, and solids in surface waters and sediments: WASP8 Advanced Toxicant Module. *Environmental Modelling and Software*, 111(July 2018):444–458.
- Lall, U. and Sharma, A. (1996). A nearest neighbor bootstrap for resampling hydrologic time series. *Water Resources Research*, 32(3):679–693.
- Lauby-Secretan, B., Loomis, D., Grosse, Y., El Ghissassi, F., Bouvard, V., Benbrahim-Tallaa, L., Guha, N., Baan, R., Mattock, H., and Straif, K. (2013). Carcinogenicity of polychlorinated biphenyls and polybrominated biphenyls. *The Lancet Oncology*, 14(4):287–288.

- Loganathan, B. G., Irvine, K. N., Kannan, K., Pragatheeswaran, V., and Sajwan, K. S. (1997). Distribution of selected PCB congeners in the Babcock Street sewer district: A multimedia approach to identify PCB sources in combined sewer overflows (CSOs) discharging to the Buffalo River, New York. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 33(2):130–140.
- Lu, Q., Johnson, A. C., Jürgens, M. D., Sweetman, A., Jin, L., and Whitehead, P. (2015). The distribution of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) in the River Thames Catchment under the scenarios of climate change. *Science of the Total Environment*, 533:187–195.
- Mackay, D., Hughes, L., Powell, D. E., and Kim, J. (2014). An updated Quantitative Water Air Sediment Interaction (QWASI) model for evaluating chemical fate and input parameter sensitivities in aquatic systems: Application to D5 (decamethylcyclopentasiloxane) and PCB-180 in two lakes. *Chemosphere*, 111:359–365.
- MEP, C. (2017). Ministry of Environmental Protection of the Peoples’ Republic of China. www.ChineseStandard.net, urldate = 13 de julio 2020.
- Morris, S. and Lester, J. N. (1994). Behaviour and fate of polychlorinated biphenyls in a pilot wastewater treatment plant. *Water Research*, 28(7):1553–1561.
- Organización Mundial de la Salud (2016). Diez sustancias químicas que constituyen una preocupación para la salud pública. <https://bit.ly/20ZQfnR>.
- Pham, T. T. and Proulx, S. (1997). PCBs and PAHs in the Montreal urban community (Quebec, Canada) wastewater treatment plant and in the effluent plume in the St Lawrence river. *Water Research*, 31(8):1887–1896.
- PNUMA (2004). Manual de Chile sobre el manejo de Bifenilos Policlorados (PCBs; Askareles). Estudio de caso sobre la aplicación de guías. page 122.
- Prairie, J., Rajagopalan, B., Lall, U., and Fulp, T. (2007). A stochastic nonparametric technique for space-time disaggregation of streamflows. *Water Resources Research*, 43(3):1–10.
- Rodriguez, C., Cook, A., Devine, B., Van Buynder, P., Lugg, R., Linge, K., and Weinstein, P. (2008). Dioxins, furans and PCBs in recycled water for indirect potable reuse. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 5(5):356–367.
- Rossi, L., De Alencastro, L., Kupper, T., and Tarradellas, J. (2004). Urban stormwater contamination by polychlorinated biphenyls (PCBs) and its importance for urban water systems in Switzerland. *Science of the Total Environment*, 322(1-3):179–189.
- Sharif, M. and Burn, D. H. (2006). Simulating climate change scenarios using an improved K-nearest neighbor model. *Journal of Hydrology*, 325(1-4):179–196.
- Stockholm Convention (2001). The 12 initial POPs under the Stockholm Convention. <http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/The12InitialPOPs/tabid/296/Default.aspx>.

- Thomann, R. V., Mueller, J. A., Winfield, R. P., and Huang, C.-R. (1991). MODEL OF FATE AND ACCUMULATION OF PCB HOMOLOGUES IN HUDSON ESTUARY. *Journal of Environmental Engineering*, 117(2):1689–1699.
- Towler, E., Rajagopalan, B., Yates, D., Rodriguez, A., and Scott Summers, R. (2013). Integrated approach to simulate stream water quality for municipal supply under a changing climate. *Journal of Environmental Engineering (United States)*, 139(12):1432–1440.
- Trenton, W. (1998). Study of the Loadings of Polychlorinated Biphenyls From Tributaries and Point Sources Discharging To the Tidal Delaware River Estuary Toxics Management Program Delaware River Basin Commission. Technical Report June, Delaware River Basin Commission.
- Vorkamp, K. (2016). An overlooked environmental issue? A review of the inadvertent formation of PCB-11 and other PCB congeners and their occurrence in consumer products and in the environment. *Science of the Total Environment*, 541:1463–1476.
- Vuksanovic, V., De Smedt, F., and Van Meerbeeck, S. (1996). Transport of polychlorinated biphenyls (PCB) in the Scheldt Estuary simulated with the water quality model WASP. *Journal of Hydrology*, 174(1-2):1–18.
- Yao, M., Li, Z., Zhang, X., and Lei, L. (2014). Polychlorinated Biphenyls in the Centralized Wastewater Treatment Plant in a Chemical Industry Zone: Source, Distribution, and Removal. *Journal of Chemistry*, 2014.

Anexo

Anexo A

A.1. Ecuaciones del Modelo WASP

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} = 0 \quad (\text{A.1})$$

Donde Q es el caudal en m^3/s y A es el área de la sección transversal en m^2 . Para canales rectangulares en donde el ancho es constante la Ecuación A.1 se puede expresar como la Ecuación A.2 dada de la forma:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + B \frac{\partial H}{\partial t} = 0 \quad (\text{A.2})$$

Donde B es el ancho del canal en $[m]$ y H es la elevación de la superficie del agua, obtenidas de las curvas de descarga.

Flujo de onda cinemática: Para tramos de flujo libre unidimensional, el enrutamiento de flujo de onda cinemático es una opción simple, pero realista para impulsar el transporte advectivo. La ecuación de onda cinemática calcula la propagación de la onda de flujo y las variaciones resultantes en flujos, velocidades, anchos y profundidades a través de una red de corrientes. Esta conocida ecuación es una solución de la ecuación de continuidad unidimensional y una forma simplificada de la ecuación de momento que considera los efectos de la gravedad y la fricción:

$$g(S_o - S_f) = 0 \quad (\text{A.3})$$

Donde g es la aceleración de la gravedad en $[m/s^2]$, S_o es la pendiente de fondo, y S_f es la pendiente de fricción. La ecuación de Manning expresa las fuerzas de fricción como una función de la velocidad del agua y el radio hidráulico:

$$S_f = \frac{n^2 v^2}{R^{4/3}} \quad (\text{A.4})$$

Donde n es el coeficiente de fricción de Manning, v es la velocidad del agua en $[m/s]$, y R es el radio hidráulico en $[m]$, que es equivalente a la profundidad media de la sección transversal. A partir de la ecuación de momento simplificada, s_o puede igualar a S_f . El radio hidráulico se puede expresar como un área transversal dividida por el ancho, B $[m]$. Al sustituirlos en la ecuación de Manning y reorganizando los términos, se obtiene el flujo en función de la pendiente de fondo, el área de la sección transversal y el ancho:

$$Q = \frac{1}{n} \frac{A^{5/3}}{B^{2/3}} S_o^{1/2} \quad (\text{A.5})$$

Sustituyendo esta expresión en la ecuación de continuidad y diferenciando A con respecto al tiempo, se obtiene la ecuación diferencial de onda cinemática:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \alpha \beta Q^{\beta-1} \frac{\partial Q}{\partial t} = 0 \quad (\text{A.6})$$

En canales rectangulares se tiene $\beta = 3/5$ y

$$\alpha = \left(\frac{n B^{2/3}}{S_f} \right)^{3/5} \quad (\text{A.7})$$

Esquema del modelo de transporte: El transporte incluye la advección y dispersión de los componentes de la calidad del agua, este se divide en seis tipos, o “campos”. En este caso se utiliza el primer campo de transporte implica flujo advectivo y mezcla dispersiva en la columna de agua. El flujo advectivo transporta componentes de la calidad del agua “aguas abajo” con el agua y además se considera la dilución. La dispersión provoca una mayor mezcla y la dilución entre regiones de altas concentraciones y regiones de bajas concentraciones.

Los componentes de la calidad del agua disueltos son transportados a través del lecho por el flujo de agua de poro y estos se intercambian entre el lecho y la columna de agua por difusión de agua porosa. Los campos de transporte tercero, cuarto y quinto especifican el transporte de contaminantes particulados por la sedimentación, resuspensión y sedimentación de sólidos. Componentes de la calidad del agua sorbido sobre partículas sólidas son transportadas entre la columna de agua y la cama del sedimento. El usuario puede definir los tres campos sólidos como fracciones de tamaño, como arena, limo y arcilla, o como inorgánicos, fitoplancton y sólidos orgánicos. El sexto campo de transporte representa la evaporación o precipitación desde o hacia las aguas superficiales.

Para cada tipo de transporte, se debe proporcionar valores de coeficiente de dispersión en (m^2/s) como función de tiempo. Por cada intercambio en el grupo, se debe proporcionar un área interfacial, longitud de mezcla y los segmentos contiguos entre los cuales tiene lugar el intercambio. La longitud de la mezcla característica es específica la distancia entre los puntos medios del segmento. El área interfacial es el área normal a la longitud de mezcla característica compartida con los segmentos simulados (área de sección transversal para intercambios horizontales, o área de superficie para intercambios verticales). El transporte dispersivo longitudinal de una sustancia conservativa se modela en WASP por una ecuación unidimensional de advección-dispersión Vuksanovic et al. [1996].

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial x} (UC) + \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) \quad (\text{A.8})$$

Si la ecuación A.8 se presenta como el intercambio dispersivo real entre los segmentos ij en el tiempo t esta queda de la forma:

$$\frac{\partial M_{ik}}{\partial t} = \frac{E_{ij}(t) A_{ij}}{L_{cij}} (C_{jk} - C_{ik}) \quad (\text{A.9})$$

Donde:

M_{ik} = masa del contaminante k en el segmento “ i ”, en g

C_{ik}, C_{jk} = concentración de contaminante k en el segmento “ i ” y “ j ” en mg/l

$E_{ij}(t)$ = coeficiente de dispersión efectivo para la función del tiempo “ ij ”, en m^2/s

A_{ij} = Área interfacial compartida con los segmentos “ i ” y “ j ”, en m^2

L_{cij} = Longitud de mezcla característica entre segmentos “ i ” y “ j ”, en m

Condición de borde o segmento límite: Una condición de borde segmento límite se caracteriza por intercambios de agua desde fuera de la red, incluidas las entradas afluentes, salidas aguas abajo e intercambios dispersivos de aguas abiertas. WASP determina sus segmentos límite examinando el flujo advectivo y el dispersivo en los pares de segmentos especificados. Para las concentraciones de borde C_{Bik} en (mg/l) deben ser introducidas para cada variable simulada, para cada segmento i , estas concentraciones además varían en el tiempo. En los segmentos límite aguas arriba WASP utiliza:

$$V_i S_{Bik} = Q_{0i}(t) \cdot C_{Bik} \quad (A.10)$$

Donde:

S_{Bik} = Respuesta de la tasa límite del contaminante k en el segmento “ i ”, $g/m^3 - day$

V_i = Volumen del segmento de borde “ i ”, en m^3

$Q_{0i}(t)$ = Volumen aguas arriba en el segmento de borde “ i ”, en m^3/day

En los segmentos límite aguas abajo WASP utiliza:

$$V_i S_{Bik} = Q_{i0}(t) \cdot C_{ik} \quad (A.11)$$

Donde:

$Q_{i0}(t)$ = Volumen aguas abajo en el segmento de borde “ i ”, en m^3/day

C_{ik} = Concentración interna del contaminante en el segmento “ i ”, en mg/l

Transporte de contaminantes o trazadores químicos:

Un contaminante o trazador químico es transportado dentro de la columna de agua, estos son simulados usando el componente llamado TOXI, en la que es analizado el transporte y la transformación del contaminante o trazador químico. WASP utiliza una ecuación de equilibrio de masa para calcular la masa química y las cantidades para cada segmento del tramo en estudio, que puede incluir agua superficial, agua subyacente, cama de sólidos superficial y cama de sólidos subyacente. Los productos químicos simulados se someten a varios procesos de transporte según lo especificado o por el conjunto de datos de entrada.

Anexo B

B.1. Segmentos

Tabla B.1: Curvas de descarga

	Q (m3/s)	H (m)	Elev (m s.n.m.)	Ref.(m)		Q (m3/s)	H (m)	Elev (m s.n.m.)	Ref.(m)
1	0,00	0,03	444,23	444,26	2	0,00	0,36	445,08	445,44
	40,60	1,91	446,17			40,60	1,58	447,02	
	78,50	2,45	446,71			78,50	2,23	447,67	
	127,80	3,01	447,27			127,80	3,00	448,44	
	148,70	3,34	447,60			148,70	3,28	448,72	
	169,70	3,68	447,94			169,70	3,50	448,94	
3	0,00	0,33	444,86	445,19	4	0,00	0,32	444,19	444,51
	40,60	2,04	447,23			40,60	2,73	447,24	
	78,50	2,78	447,97			78,50	3,46	447,97	
	127,80	3,55	448,74			127,80	4,23	448,74	
	148,70	3,81	449,00			148,70	4,50	449,01	
	169,70	4,02	449,21			169,70	4,71	449,22	
5	0,00	0,28	444,93	445,21	6	0,00	0,00	444,18	444,18
	40,60	2,07	447,28			40,60	3,17	447,35	
	78,50	2,83	448,04			78,50	3,95	448,13	
	127,80	3,71	448,92			127,80	4,89	449,07	
	148,70	3,98	449,19			148,70	5,12	449,30	
	169,70	4,14	449,35			169,70	5,26	449,44	
7	0,00	0,02	444,88	444,9	8	0,00	0,00	444,85	444,85
	40,60	2,47	447,37			40,60	2,54	447,39	
	78,50	3,28	448,18			78,50	3,40	448,25	
	127,80	4,25	449,15			127,80	4,34	449,19	
	148,70	4,46	449,36			148,70	4,54	449,39	
	169,70	4,60	449,50			169,70	4,68	449,53	
9	0,00	0,68	443,33	444,01	10	0,00	0,11	444,88	444,99
	40,60	3,44	447,45			40,60	2,48	447,47	
	78,50	4,30	448,31			78,50	3,37	448,36	
	127,80	5,21	449,22			127,80	4,25	449,24	
	148,70	5,41	449,42			148,70	4,45	449,44	
	169,70	5,55	449,56			169,70	4,59	449,58	

Anexo C

C.1. Datos meteorológicos

Tabla C.1: Ejemplo de serie de entrada para el modelo WASP

Humedad (%)			Temperatura del aire			Velocidad del viento (m/s)		
Fecha	Hora	Valor	Fecha	Hora	Valor	Fecha	Hora	Valor
04-13-2016	0:00:00	0,00	04-13-2016	0:00:00	11,6	04-13-2016	12:00:00	0,924
04-13-2016	1:00:00	0,00	04-13-2016	1:00:00	11,1	04-13-2016	1:00:00	1,218
04-13-2016	2:00:00	0,00	04-13-2016	2:00:00	12	04-13-2016	2:00:00	1,218
04-13-2016	3:00:00	0,00	04-13-2016	3:00:00	10,6	04-13-2016	3:00:00	0,756
04-13-2016	4:00:00	0,00	04-13-2016	4:00:00	11,7	04-13-2016	4:00:00	0,588
04-13-2016	5:00:00	0,70	04-13-2016	5:00:00	11,6	04-13-2016	5:00:00	0,924
04-13-2016	6:00:00	56,40	04-13-2016	6:00:00	11,6	04-13-2016	6:00:00	1,218
04-13-2016	7:00:00	220,60	04-13-2016	7:00:00	14,5	04-13-2016	7:00:00	1,68
04-13-2016	8:00:00	406,80	04-13-2016	8:00:00	16,9	04-13-2016	8:00:00	1,344
04-13-2016	9:00:00	567,20	04-13-2016	9:00:00	19,2	04-13-2016	9:00:00	16,8
04-13-2016	10:00:00	717,20	04-13-2016	10:00:00	21,2	04-13-2016	10:00:00	2,268
04-13-2016	11:00:00	839,40	04-13-2016	11:00:00	23,5	04-13-2016	11:00:00	4,242
04-13-2016	12:00:00	889,50	04-13-2016	12:00:00	25,4	04-13-2016	12:00:00	5,46
04-13-2016	13:00:00	886,20	04-13-2016	13:00:00	26,7	04-13-2016	1:00:00	5,754
04-13-2016	14:00:00	818,30	04-13-2016	14:00:00	27,6	04-13-2016	2:00:00	6,048
04-13-2016	15:00:00	717,40	04-13-2016	15:00:00	28,3	04-13-2016	3:00:00	6,048
04-13-2016	16:00:00	564,1	04-13-2016	16:00:00	28	04-13-2016	4:00:00	6,51
04-13-2016	17:00:00	367,6	04-13-2016	17:00:00	26,4	04-13-2016	5:00:00	5,88
04-13-2016	18:00:00	163,7	04-13-2016	18:00:00	24,1	04-13-2016	6:00:00	4,998
04-13-2016	19:00:00	7,3	04-13-2016	19:00:00	20,7	04-13-2016	7:00:00	6,51
04-13-2016	20:00:00	0	04-13-2016	20:00:00	19,9	04-13-2016	8:00:00	3,318
04-13-2016	21:00:00	0	04-13-2016	21:00:00	18,7	04-13-2016	9:00:00	1,218
04-13-2016	22:00:00	0	04-13-2016	22:00:00	17,9	04-13-2016	10:00:00	1,974
04-13-2016	23:00:00	0	04-13-2016	23:00:00	15,4	04-13-2016	11:00:00	2,1

Tabla C.2: Parámetros del modelo WASP para la columna de agua

Del ambiente	Símbolo	Valor	Referencias
Superficie (m ²)		1,91E+10	Este estudio
Volumen (m ³)	VOL	1,64E+12	Este estudio
Caudal (m ³ /h)	Q	2.6x10 ⁷	(CR)2 [2018]
Caudal			
Entrada de agua al río (m ³ /h)	QE	22000000	Este estudio
Tasa de flujo de agua (m ³ /h)	FW	26000000	Este estudio
Constantes globales			
Coefficiente de intercambio de calor Watts/m ² *C	HE	0,3	Mackay et al. [2014]
Coefficiente de luz	LC	1	Mackay et al. [2014]
Fracción de radiación solar	SRF	0,06	Mackay et al. [2014]
Coefficiente de luz de fondo	BLC	0,1	Mackay et al. [2014]
DOC extracción de luz	DOC	0,3	Ambrose et al. [2017]
Carbono orgánico disuelto (mg/l)	DOCD	10	Ambrose et al. [2017]
Deposición neta (cm/year)	ND	0,025	Mackay et al. [2014]
Velocidad de asentamiento (m/day)	SV	3,05	Thomann et al. [1991]
Fracción de carbono orgánico	foc	0,072	Thomann et al. [1991]
Coefficiente de partición en la columna de agua	CWC	3,9	Thomann et al. [1991]
Coefficiente de volatilización	VC	0,6	Thomann et al. [1991]
Densidad Bulk (g/cm ³)	BD	1,29	Thomann et al. [1991]

Anexo D

D.1. Condición inicial

Tabla D.1: Percentiles de valores de PCBs simulados

Percentil	Distribución normal
P0	8,50E-05
P10	8,52E-05
P20	8,53E-05
P30	8,54E-05
P50	8,55E-05
P60	8,73E-05
P70	1,28E-04
P80	1,76E-04
P90	2,41E-04
P95	2,96E-04
P100	5,16E-04

Tabla D.2: Resultados del Test χ^2

					Distribución Normal		
		0	0	fi	Fi (e)	e	χ^2
1	0	0	7	0,636	0,502	0,502	0,036
2	0	0	2	0,182	0,739	0,237	0,013
3	0	0	1	0,091	0,899	0,160	0,030
4	0	0	0	0,000	0,972	0,073	0,073
5	0	0	1	0,091	1,000	0,028	0,143
6	0	0	0	0,000	1,000	0,000	0,000
7	0	0	0	0,000	1,000	0,000	0,000
8	0	0	0	0,000	1,000	0,000	0,000
9	0	0	0	0,000	1,000	0,000	0,000
10	0	0	0	0,000	1,000	0,000	0,000
			11				0,29
Test χ^2	3,24						

Tabla D.3: Resultados del Test χ^2

				Distribución Pearson			
		0	0	y	Fi (e)	e	χ^2
1	0	0	7	1,063	0,630	0,630	0,000
2	0	0	2	1,718	0,804	0,174	0,000
3	0	0	1	2,373	0,897	0,093	0,000
4	0	0	0	3,028	0,946	0,049	0,049
5	0	0	1	3,682	1,000	0,054	0,025
6	0	0	0	3,682	1,000	0,000	0,000
7	0	0	0	3,682	1,000	0,000	0,000
8	0	0	0	3,682	1,000	0,000	0,000
9	0	0	0	3,682	1,000	0,000	0,000
10	0	0	0	3,682	1,000	0,000	0,000
			11				0,07
Test χ^2	0,82						

D.2. Extensión de resultados

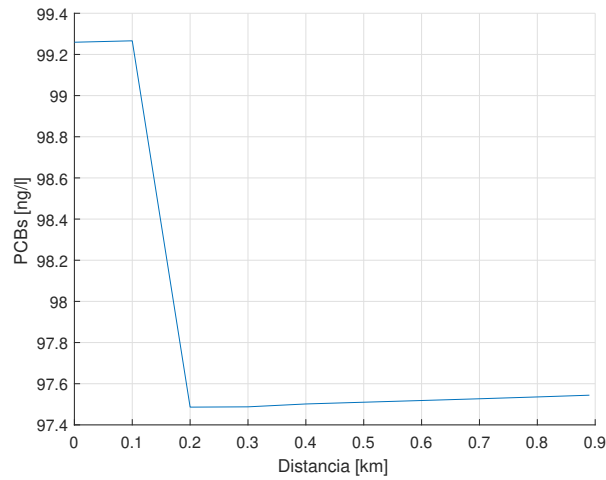


Figura D.1: Distribución longitudinal de PCBs en la columna de agua, para el escenario uno.

Anexo E

E.1. Simulaciones cambio climático

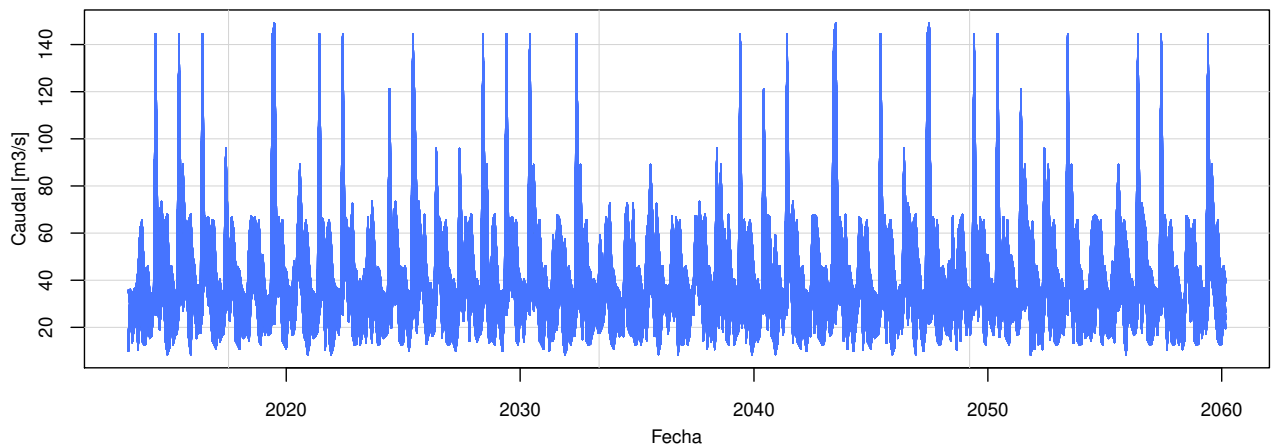


Figura E.1: 500 series sintéticas de caudales medios mensuales obtenida del método no paramétrico K -NN, para el periodo 2017-2059